

**REPORT OF THE 2006
ATLANTIC BLUEFIN TUNA STOCK ASSESSMENT SESSION**
(Madrid, Spain – June 12 to 18, 2006)

SUMMARY

The objective of the meeting was to conduct the stock assessment for bluefin tuna for the eastern Atlantic and Mediterranean and western Atlantic following the request from the Commission contained in the [Rec. 04-05] by ICCAT. Due to increasing uncertainties about catch, in particular from the Mediterranean Sea, the Group obtained alternative estimates of capacity. The Group also carried out preliminary evaluations of management scenarios that have been posed by the Commission; this work is expected to conclude during the upcoming Species Group meetings that will be held on September 25-29 in Madrid.

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements

The meeting was held at the ICCAT Secretariat in Madrid. Mr. Driss Meski, ICCAT Executive Secretary, opened the meeting and welcomed participants.

Dr. J. Powers (USA) served as overall meeting Coordinator and co-Chairman for the western stock, Dr. J-M. Fromentin (EC-France) served as co-Chairman for the eastern stock. Dr. Powers welcomed meeting participants (“the Group”) and proceeded to review the Agenda, which was adopted with minor changes (Appendix 1). In reviewing the Agenda, Dr. Powers reminded participants that it had been prepared to address the objectives presented in the Bluefin Workplan for 2006 (**Appendix 2**).

A list of meeting participants is attached as **Appendix 3** and the list of scientific documents presented at the meeting is attached as **Appendix 4**.

The following participants served as Rapporteurs for various sections of the report:

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
1, 2, 10, 11	P. Pallarés
3	J. Neilson, M. Ortiz, E. Rodríguez-Marín
4	A. Di Natale, J.-M. Fromentin, N. Miyabe, E. Rodríguez-Marín, G. Scott
5	J. Ortiz de Urbina, Y. Takeuchi, S. Cass-Calay
6	C. Porch, V. Restrepo
7, 8	H. Arrizabalaga, V. Restrepo, J. Powers
9	J-M. Fromentin, J. Powers

2. Review of the recommendations of the Working Group to Develop Integrated and Coordinated Atlantic Bluefin Tuna Management Strategies

The SCRS Chairman presented the conclusions of the 4th Meeting of the Working Group to Develop Integrated and Coordinated Atlantic Bluefin Tuna Management Strategies. The general recommendation to the SCRS was to continue efforts to provide the Commission with responses to the recommendations resulting from the 3rd meeting of that Working Group held in Fukuoka, Japan (ICCAT, 2006), taking into account the SCRS bluefin tuna mixing report. Dr. Scott highlighted some specific requests including advising on the impact and effectiveness of the current multi-annual management plan, and possible additional measures, which might be envisaged to reinforce current management measures and provide benefits to the spawning and/or juvenile components of the bluefin tuna stocks, and also advise on the feasibility and implications of different management scenarios.

Because of limited time to complete the Agenda of this meeting and due to the complexity of the management evaluations, the Group decided during the meeting to complete the analyses of the management evaluations at the September 2006 Species Group Meeting.

3. Biological data, including tagging information

Six documents were presented, three referring to growth, two to reproduction and one to genetics. All of these papers had implications for stock assessment, and the Group agreed to concentrate on the information held within each document with direct impact on the stock assessment, although bearing in mind the broader implications and further research needs indicated by the contributed papers.

The Group reiterated the importance of reviewing and updating biological parameters of bluefin tuna, especially those used in the stock evaluations. The Group noted the implication of potential changes in stock productivity forecasts and rebuilding potentials due to changes in asymptotic size, weight at age and maturity schedule of bluefin tuna.

SCRS/2006/077 reported on preliminary results of an age validation study for bluefin tuna from otolith samples (five fish) applying deposition of bomb radiocarbon $\Delta^{14}\text{C}$ techniques. Otolith samples collected in 1976 were aged by three independent readers and core samples were dated by bomb radiocarbon $\Delta^{14}\text{C}$. Results of ageing determined by otolith readings and aged from radiocarbon $\Delta^{14}\text{C}$ suggested that fish sampled were at least 19-20 years-old. By comparison, the predicted ages from the age-length relationship (current method for ageing the catch for assessment purposes) ranged from 15-17 years old for sampled fish. These results, though limited by sample size, suggested that the growth model used by the SCRS may be overestimating the asymptotic length (L_{∞}) for the growth model function applied to western bluefin tuna. If this conclusion is correct, further investigations will be required to better determine impacts on calculations of population productivity and resilience implied by this result.

The Group suggested that ageing and validation of larger size fish would provide independent estimates of maximum size for fitting of growth model functions. Asymptotic size and weight of bluefin tuna are important parameters in particular for estimating spawning biomass and stock productivity. The Group recommended that research along this line be continued so that more precise estimates of these biological parameter(s) might be obtained. The Group also commented that changes of asymptotic size and age can influence estimates of natural mortality used in assessment.

It was recognized that a prerequisite for a study of this nature is that samples need to be taken from fish thought to be born in the years during or close to the period of atmospheric testing of nuclear weapons. Canada is in the position of holding extensive collections of archived otoliths collected from the 1970s to the 1980s, thus having the necessary biological samples. SCRS/2006/077 is the beginning of the validation of direct ageing based on otoliths coming from giant bluefin.

SCRS/2006/079 examined the statistical basis for differences between the two growth curves that are used currently for the eastern and western bluefin stocks, which were estimated after pulling together various data sets (modal analysis of length frequencies, direct ageing from spines and tagging studies). The authors reconstructed datasets that were as close as possible to the original ones and carried out likelihood ratio tests to examine if different sets of data supported the continued application of different growth curves for east and west bluefin assessments. The results indicated that the different reconstructed data sets (between and within stocks) support application of different growth curves, although some of these results may be partly due to differences in the size and age ranges of the different datasets. The authors recommended that the bluefin species group consider revisiting the growth curves used for both stocks and encouraged age validation research to better establish growth model parameter estimates.

SCRS/2006/096 used tag-recapture data obtained between 1977 and 2001 in the Bay of Biscay to estimate the von Bertalanffy growth parameters. Using a model that allows for individual variability in asymptotic size and model error, the point estimates obtained were $L_{\infty} = 281.9$ cm and $K=0.10$. A scatterplot of both parameters based on bootstrapping was consistent with the current estimates from Cort (1991). The authors concluded that these tagging data could provide useful information if the growth of eastern Atlantic bluefin is re-estimated in the future.

The growth model fit in this document yielded a somewhat lower estimate of asymptotic length than currently used and the potential effects of tagging on growth were discussed. Previous studies have found an effect of tagging on bluefin tuna growth in Croatian farms resulting in reduced growth, but the treatment of the mark-recapture data (including only tag recaptures after a suitable period at-large) by the authors avoided such biases. Questions arose about the use of electronic tagging for growth estimation, and the ICCAT Secretariat advised the Group that the lack of data from electronic tagging in the ICCAT databases could prevent use of that information for growth modelling.

Paper SCRS/2006/088 indicated that the occurrence of some adults outside known spawning areas, during the spawning season, may be due to skipping spawning (delaying maturation and non-annual spawning). By foregoing reproduction, an individual can gain survival and growth benefits that accrue from deferred reproduction. Across a range of species, skipped reproduction was positively correlated with longevity. A range of types of skipped spawning (constant, younger, older, event skipping; and delays in first maturation) were modelled for the western Atlantic bluefin tuna population to test for their effects on egg-production-per-recruit (EPR) biological reference points (taken at 20% and 40% EPR in this study). With the exception of extreme delays in maturation, skipped spawning had relatively small effect on F_{EPR} , but the opposite occurs in a scenario of a juvenile fishery (ages 4-7) where threshold F_{EPR} values were substantially lowered, indicating that much lower fishing pressure could be sustained to permit the stock to achieve the reference level of EPR. The author concluded that if western bluefin tuna are currently maturing at an older age than is currently assessed (*i.e.*, 10 v. 8 years), then F_{EPR} thresholds for a juvenile-adult fishery decrease to very low levels. Because juveniles of either population are known to mix widely, recovery of western Atlantic bluefin tuna should depend upon sufficiently protective minimum size limits that are commonly applied throughout North Atlantic and Mediterranean Sea fisheries.

Document SCRS/2006/090 analyzed bluefin tuna size frequency data from the U.S. and Japanese pelagic longline fleets in the Gulf of Mexico. Analyses were performed on data from fish caught within the period January-June to limit it to sexually mature individuals. Results from the ageing process (both data sets combined) indicated that approximately 98% of all fish present in the Gulf of Mexico were 9 years old or older. With these data, the authors estimated age of 50% maturity was estimated to be around 12 years.

The Group noted the different methodology applied for maturity estimation for east and west populations, which have included histological analysis and catch at age data, respectively. It was suggested that gear selectivity may partly explain the low numbers of bluefin younger than 11 years in the Gulf of Mexico longline catches, and therefore that the fraction of young fish that are mature may be greater than estimated. However, it was also pointed out that a large number of fish smaller than 215 cm (age 10) have been tagged electronically and none have been found to enter the Gulf of Mexico. Another possible explanation is that different spawning grounds exist for small or large fish as documented for Pacific bluefin (*Thunnus orientalis*) (Itoh 2006), but no such alternative spawning grounds have yet been found in the west Atlantic. The Group also considered the possibility that the age of 50% maturity is underestimated for the eastern populations as it is based largely on histological analyses of fish already on the spawning grounds. Electronic tagging data suggest that some fraction of the supposedly mature eastern fish do not enter the Mediterranean during the spawning season (SCRS/2006/088).

Population subdivision was examined in Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus thynnus*) through sequencing of 860 base pairs of the control region of the mitochondrial genome (SCRS/2006/089). A total of 160 samples obtained from the known spawning grounds in the Gulf of Mexico and Mediterranean Sea were analyzed. Bluefin tuna populations from the Gulf of Mexico and the Mediterranean Sea were found to be genetically distinct based on Φ_{st} , sequence nearest neighbor and AMOVA (analysis of molecular variance), supporting the hypothesis that these two major spawning areas are independent stocks. These data are in agreement with electronic tagging studies that indicate distinct migratory paths of the Gulf of Mexico and Mediterranean Sea spawning populations. Individual fish have been observed to migrate into the Gulf of Mexico, during the spawning period, for up to three consecutive years. Tagged fish have been observed to migrate into the Mediterranean Sea during the spawning period for up to four consecutive years. No tagged fish were observed to have skipped spawning in years after the first spawning year, nor were any individual fish observed to have traveled to both the Gulf of Mexico and Mediterranean Sea. The high fidelity to the same spawning areas for multiple years, in conjunction with the presence of genetic subdivision among spawning areas, suggest that Atlantic bluefin tuna show natal site fidelity for spawning.

3.1 Summary

There has been some progress in our knowledge of bluefin tuna biology, but the complex behaviour of this species, means that much research still needs to be carried out. At this meeting, the Group has focused on potential changes in stock productivity related to updated growth and maturity parameters that differ from the ones previously used. The Group is also concerned about issues of mixing identified in previous SCRS documents and, in particular, the inability to quantify the kind and extent of mixing for use in assessment models. Recognizing that quantitative knowledge of mixing rates is an important aspect of assessment models that explicitly attempt to describe the dynamics of migratory fish stocks, there is a need to integrate recent advances in otolith microconstituent analyses, archival tagging and genetics into the assessment and management evaluation processes.

4. Catch data, including size frequencies and fishery trends

4.1 Fishery trends – East

Several papers about fishery, fishery data and CPUEs were presented at the meeting. Summaries of the authors' views expressed in documents pertinent to fishery trends are presented below.

Document SCRS/2006/070 provided an update on the activities of the Turkish bluefin tuna fishery between 2002 and 2005. Data on total catches and length frequencies have been provided, together with CPUEs values calculated for the total number of days at sea and should be soon submitted to ICCAT's Secretariat.

Document SCRS/2006/093, prepared by the ICCAT Secretariat, documented the preparatory work done in advance of the meeting in order to prepare catch-at-size and catch-at-age data for the bluefin tuna stock assessment.

Document SCRS/2006/095 described the Spanish fisheries catching bluefin tuna and provided a revision of the catches and catch-at-size data obtained by the Spanish baitboat and troll fleet in the Atlantic from 1975 to 2002.

Document SCRS/2006/099 presented a description of the last 10 years bluefin tuna Moroccan fisheries, including catch, effort, size, and some biological parameters.

Scientists from the World Wildlife Fund (WWF) attended the meeting as observers. Information pertinent to estimating potential recent catch levels in the Mediterranean held within a document prepared by WWF, entitled "The Plunder of BFT in MED and EA 2004_2005," was presented by the author. The Group noted that the document dealt largely with non-scientific matters and decided to focus only on estimates of total catch reported upon in the paper. This document contains a large amount of trade and farming information that was used by the authors to estimate in several different ways, the total amount of Mediterranean bluefin catch for 2004 and 2005. WWF estimated catches all exceed the declared catch reported to ICCAT for 2004 by a large volume. Discussion of the methods applied and results given in the document was mostly devoted to checking the sources of information and seeking further elaboration of the methodologies used for estimating catch potentials. In previous bluefin tuna assessments, SCRS had already considered misreporting of about the same magnitude identified in the WWF report for somewhat earlier periods.

Figure 1 shows patterns of bluefin catch by gear based on Task I data for 1970-2004. All except baitboat display an increasing trend in catch. Baitboat catches appear to be rather stable over the period. Catches made by gears (longlines and tuna traps) traditionally capturing larger (and older) fish show a decreasing tendency over the past few years. There has been an increasing trend in the reported catches by the "other" gear category, possibly resulting from by-catch in gillnets, targeted fishing with hand lines, further development of sport and recreational fisheries and other small quantities by harpoon. The trend concerning tuna traps is positively affected by a series of peaks in the period 1982-2001, while a negative trend is reported for the most recent years. The trend in purse seine catches, which is the major gear used for harvesting bluefin tuna in the Mediterranean, reflects the overall trend of bluefin catch in the eastern Atlantic and Mediterranean.

The key point regarding fishery trends in the region, however, refer to the tremendous expansion of the purse seine (PS) fleet in the Mediterranean in support of farming activity, a feature that is not obviously reflected by the reported catch of that gear. In 1997, only 200 t of Mediterranean bluefin were put into cages, whereas previously the SCRS estimated that up to 20,000 to 25,000 t were farmed each year since 2003 (some estimates being conservative in comparison to those of WWF, which reach 30,000 t in 2004 and 2005, and which appear also to be possible). This tremendous development of farming activity in the Mediterranean over the last years has induced a concomitant development of new PS fisheries and a considerable modernization of the traditional PS fleets. This worrying development in a context of over-exploitation potential has further led to a tremendous spatial expansion of the PS fleets in the Mediterranean, especially in the central and eastern Mediterranean. Consequently, the Mediterranean currently supports bluefin fishing over its entire range, a situation that has never been encountered in the past and that is of high concern since there appears to no longer exist any refuge for bluefin in the Mediterranean during the spawning season.

4.2 Catch data, size frequencies and fishery trends-West

Size sampling of the western Atlantic fisheries are depicted in **Figure 2**. Currently, all fish commercially landed in Canada and the United States are measured. Japanese longline fisheries are still not well sampled for sizes. It is believed that the other fisheries are adequately sampled.

Table 1 shows the bluefin Task I data. The total catch for the West Atlantic including discards has stabilized due to the imposition of quotas since 1981 (**Figure 3**). During 1983-2001 the lowest was 2,113 t in 1994 and the highest was 3,011 t in 1988. At this meeting, the annual catch data were reviewed for 2002-2004. Data for 2005 were only available from Canada and the United States although Japan did provide a very preliminary estimate for 2005 (302 t) for use in projections; those data were provisional and will be updated in the future. The total catch for the West in 2002 (3,319 t) was the highest since 1981, and all three major fishing nations indicated higher catches. After that year, the Canadian catch was stable at 500-600 t as were Japanese catches in 2002 and 2004 (2003 was low for regulatory reasons). However, the United States was unable to catch its quota in 2004 and 2005 with catches of 899 t and 717 t, respectively. It was noted that these nations have adopted a fishing year that is different from the calendar year to manage their quota. Thus compliance with quotas is monitored by fishing years and as a result annual landings may not match allocated quotas.

4.3 Catch data – East

Referring to the ICCAT Task I database (see **Table 1**), the reported catch reached a peak of 50,807 t in 1996 and then decreased substantially between 1997 and 1999 and stabilized at around the official quotas (between 30,000 and 35,000 t) during the last years (**Figure 4**). In 2004, the reported catch was 32,567 t. Both the increase and the subsequent decrease mainly occurred in the Mediterranean Sea catches. The catch figure for 2005 was not used in evaluations by the Group because of the largely incomplete data submitted to ICCAT by the time of the meeting. This volume of catch reported is likely to be lower than actual catches, potentially by a substantial amount.

The Group remarked again that reported trends in catch might be affected by many revisions made to declared statistics for the reference years 1994-95 and which occurred before formal adoption of the current quota system, while for the following years there is the strongly held view that the total catch reported by country mostly reflects values close to the quota rather than the actual catch obtained by many fleets. It is unclear how possible under-declaration of catches affects the actual trends in catch and particularly catch-by-month information. At the same time, the Group noted that under-reporting since the adoption of a TAC-based management program has flattened the pattern in annual declared catch, reducing or even excluding the possibility to detect inter- and intra-annual variability in the most recent period. The Group continued to reflect the opinion previously expressed by SCRS that there was over-reporting of catch between 1993 and 1997 and that there has been increased under-reporting in the last few years, especially since 1998.

Table 2 and Figure 5 display the total catches by main gear categories in the eastern Atlantic and the Mediterranean combined since 1970. Over the past 20 years PS has been the dominant gear, accounting for about 53% of the total reported catches over the past 10 years. Longline catch accounted for about 21%, traps about 8.5% and baitboats about 6.5% of the total over the same period. The others gears, e.g., handline, trawl, gillnet, driftnet, and sport are included in the category ‘others’ and account for about 11% (**Figure 5**) of the catch over the past decade.

In reviewing Task I data at the meeting, the Group made the following remarks:

Algeria: Several comments have been made on the high quantity of PS catches attributed to one single declared vessel, while higher LL catches seem to come from joint venture agreements. The revision of historical catch data proposed by Algeria has never been accepted by the SCRS, but it was decided to retain the general catch figures for purposes of stock status evaluations.

Libya: It was decided to retain the existing data from the previous Libyan Annual Report (2005) only for SCRS purposes;

EC-Italy: Catches declared as attributed to PS destined for farms were categorized as catches made by PS in the Task I table to maintain consistency with previous data categories.

As has been noted in many SCRS documents over the past decade as well as in the 1998 and 2002 stock assessment sessions, most SCRS scientists are highly skeptical about the quality and quantity of the fisheries data, especially from the Mediterranean. For that reason, a Data Exploratory Meeting for East Atlantic and Mediterranean Bluefin Tuna was held in 2004 to explore, in depth, Task I and Task II data (Anon. 2005). Based on that work, it was concluded that the uncertainties in size data substitutions were so numerous that the ability of the SCRS to conduct a comprehensive stock assessment was considerably limited and that it was not defensible to assess the East Atlantic and Mediterranean stock using methods that assume that the catch-at-size

(age) is known exactly (e.g., VPA). Underreporting general catch and catch of undersized fishes in particular, has been clearly identified in previous SCRS documents and reports and is reemphasized by this Group. This has resulted in a very high level of uncertainty in the basic catch and catch at size information necessary for quantitative stock assessments, particularly for the Mediterranean.

This view coincided with the Report of the WWF-Mediterranean Program. According to this report, the total Mediterranean catch in 2004 was estimated to be about 50% more than the catch declared to ICCAT. A similar level of under-reporting was suspected to be possible for 2005, although declarations for 2005 have not yet been made. This estimation, which is not far from previous SCRS hypotheses about possible levels of under-reporting in the eastern Atlantic and the Mediterranean since the end of the 1990s, was thought to be reasonable, although the specific level of unreported catch was not yet well accounted for.

Previously, SCRS has estimated a substantial amount of additional unreported catch through the Bluefin Tuna Statistical Document Program. These data still provide evidence of unreported catch, although the Program is less useful for this purpose because the markets for “sashimi” have expanded beyond that of Japan and because not all countries are reporting to the Program; neither are increasing domestic market demands taken into account. This system no longer provides an adequate basis for estimating total unreported catch levels.

Nonetheless, a comparison of total reported production and estimated capture weights of exported bluefin from the Mediterranean and East Atlantic was carried out. Estimates of capture weight of bluefin tuna exported were compared to Task I reports of production (**Table 3**). Since 1993, the estimates of export weights (adjusted to reflect capture weight) have increased substantially. At present, the estimates of capture weights (adjusted for expected growth in farms) exported by exporting nations equals the reported production of those nations in Task I statistics (lower plate in **Figure 6**), according to the trade statistics held by ICCAT. Overall, the estimates capture weights of bluefin exported equals approximately 75% of the total reported production of bluefin in the Task I table from the eastern Atlantic and Mediterranean (upper plate in **Figure 6**).

The implication of this finding is that either production for some domestic markets has been reduced substantially from that of a decade ago or that overall production is substantially underreported. The Group believes the second possibility is more likely, especially if the European market has been expanded.

Working Group estimates of Mediterranean catch and fishing capacity

For all the above reasons, the Group decided to estimate the most likely catch level of bluefin tuna in the Mediterranean Sea on the basis of a ‘census’ of the active fisheries. The lack of proper information about the fishing capacity of the various fleets at the ICCAT Secretariat was pointed out as one of the major factors affecting the management of the bluefin stock. However, some information is available, among which is the reported number of fishing vessels related to farming activity [Rec. 05-04]. Also, there is information for vessels over 24 m LOA in the ICCAT Vessel Record [Rec. 02-22]. This dataset was carefully examined, because the information on target species is not required and not present. The Group points out that the existing ICCAT database for vessels should be improved with additional information to be better used for management purposes (i.e., main target species, fishing gear used to catch large pelagics in cases of multiple licenses, main fishing area, etc.).

National scientists present at the meeting were requested, on the basis of their knowledge of the fisheries, to provide information about bluefin tuna fleets of their own country and to check the available information being reported in Annual Reports. These resulting estimates of vessel numbers were grouped by main gears and by size categories for the PS and longline (LL) targeting bluefin tuna (large units being vessels >30 m long). All the calculations (including the ‘census’ of vessels) were based on the most recent information available. The Group first focused on commercial fisheries, but also decided to include information on recreational and sport fisheries, using data coming from some specific projects (SFITUM [Sport Fishing: an informative and economic alternative for tuna fishing in the Mediterranean, see: <http://www.sfitum.net/>], EC Data Collection Program, etc.), since such fishing activity is also important from social and economic perspectives.

Using SCRS documents and information from national data collection programs that describe the Mediterranean fleet by gear type (including vessels having multiple licenses) and associated catches, the Group further estimated a catch-per-unit fishing category (CPU) and then raised this estimate by the number of fishing days and number of units to get an estimation of the total catches in the Mediterranean. It was decided to use the mean value coming from all the CPU values related to the same gear type and all the areas during the recent period. As the CPU may vary from one year to another or from one area to another, the Group decided to calculate high and

low limits to give a range for this estimate by presuming high and low catch rates based on general knowledge. Table 4 shows the results of this preliminary exercise.

The values obtained have to be considered as the best possible estimates available among the scientists at the meeting. If further and new information would be provided to the ICCAT Secretariat, the SCRS might obtain more precise estimates in the future. The Group thinks that this exercise provides an evaluation of the fishing capacity of the fleets fishing bluefin tuna in the Mediterranean Sea. The total number of vessels fishing for bluefin tuna (as a target, occasionally, or as by-catch) is estimated to be around 1,700 in the Mediterranean Sea (**Table 4**). Applying the yearly catch estimated for each category, e.g. large PS catches, on average, 300 t per year whereas a handline boat catches 3 t per year, leads to a total yearly catch of 43,417 t for the entire Mediterranean Sea (**Table 5**). This value is much larger than reported Task I, but fits much better the expert opinion of the various national scientists attending the meeting. This level of catch is also close to previous working hypotheses made by the SCRS. The Group's 'best' estimate is a bit more conservative than the amount estimated in the WWF report which was arrived at using other methodologies (mostly based on trade statistics).

The range of values (maximum and minimum) could reflect poor and good fishing conditions (low/high availability; low/high catchability, bad/good weather conditions, short/long fishing season, *etc.*). The Group holds the opinion that the range of estimates of potential catch are of concern since, while the low end of the range for the Mediterranean is only slightly below current TAC, for the East Atlantic and Mediterranean as a whole, the upper end of the range implies a capacity for harvest of double the current TAC by the Mediterranean fleet alone (**Figure 7**).

Splitting these estimates by main gears, *i.e.* PS, LL and including all the other gears under 'Others' shows that the Mediterranean purse seine fleet possesses the greatest contribution to overcapacity relative to current catch limits. The incidence of the purse-seine fishery appears to be clearly the most relevant in terms of total catch estimate, but its importance increases in the lower estimate (90% of total potential harvest), decreasing in the best case (77% of total potential). Based on this result it is apparent that management measures to further control harvests made by this gear type would be the most likely to achieve immediate results.

The Group recognizes that this exercise has several limitations and could be done with improved rigor and testing of possible variations (*e.g.*, different efficiencies of the various gear types in several different environmental conditions, interference between fisheries in the most important fishing areas, *etc.*). But, given the poor quality of the available information and the very high level of uncertainty in the actual harvest levels, the Group is of the opinion that the estimates presented provide a more realistic view of the current situation. Information on all vessels active in the fleets, including those less than 24 m LOA, is for instance needed to be collected since these vessel types are likely a major component of the overall harvesting capacity.

In addition to suspicion of high under-reporting, the Group noted that only about 20% of the yields in the Mediterranean Sea have been reported by month, but only ~3% of bluefin yields are reported by 5°x5° degrees squares in the Mediterranean, so that the proportion of total catch being reported per Contracting Party and Cooperating non-Contracting Party, Entity or Fishing Entity (CPC), gear, month and spatial strata (which is a basic requirement for all CPC) is currently almost nil for Mediterranean bluefin tuna. This fact strongly affects the ability of the Group (or SCRS) to conduct analyses, in particular, some analyses recently asked by the Commission, such as time/area closure options, unless strong assumptions are made to substitute missing information (see below, Section 7). However, such extensive substitutions can strongly bias the input data on which calculations are made and, furthermore, erode the reliability of any assessment that depends on such data. Also the uncertainties contained in these data are not easily quantifiable, but are very large and create a great and endless quantity of work to the Secretariat as well as the Group, decreasing their respective efficiency (**Table 18** in Section 8).

4.3.1 Task II data

The Task II size data available at the Secretariat cover only a small percentage of fisheries in the East Atlantic and the Mediterranean and an even lower percentage of the catches (**Figure 8**), forcing the Group to make a large number of substitutions (Anon. 2005) in order to conduct many analyses. The situation seems to be slowly improving in the last three years, due to data coming from tuna farms, but coverage is still far from a proper level of the various fishing gears and fleets. The difficulty of this situation is very high and SCRS scientists were asked to use their best expertise to improve the data availability. **Figures 9 and 10** provide a view of the level of substitutions needed to construct catch at size (and subsequently catch at age) estimates for Mediterranean and eastern Atlantic bluefin based on available Task II data.

Substitutions are to be made when size samples or catch-at-size calculated by national scientists are unavailable. The level of substitutions is thus lower than the percentages displayed in the above figures, but is, however, most often higher than 50%.

The analysis of size data obtained from tuna traps was carried out at the Secretariat and provided some series of size and weight frequencies. Following the 2004 Data Exploratory Meeting (Anon. 2005), the full catch-at-size and catch-at-age have been revised according to some changes in substitution rules (Anon. 2005) and are here used for conducting the analyses.

Questions have been raised about the representative meaning of size frequencies obtained from the PS fishery, in particular, in the most recent years in the few countries reporting them, and mostly related to farming activities. It is evident that only a few size frequencies have been taken directly from the purse seine fishery, due to the caging practices: measurements have been taken directly at sea or at landing harbors in EC-Italy, while only mean weights data came from logbooks from EC-France. Many other size frequencies have been obtained directly at the cages when harvesting, enforcing ICCAT recommendations. These size frequencies are kept in separate files in the ICCAT database, because they are related to farmed tuna, which are often killed and measured several months after capture. A discussion was held about the possible use of these data for assessment purposes and it was decided to examine them further before any possible use.

The Group noted that there are still other factors limiting the full exploitation of size data collected at the cages:

- The data presented to ICCAT lack information about the origin of the catches. The areas where fish have been caught are not always available, while in some farms even the flags of the fishing vessel are not available. Also, it was reported that in some cases fish from different vessels and areas were kept together in the same cage. Whatever the case, this information is necessary and should be recorded when possible.
- Time spent by the fish in the cage before harvesting (in some cases fish caught at different times are kept together in the same cage and harvested at the same time);
- Data presented as individual weight are of no use without information about the time the fish is kept in the cage, since big differences in weight occur with fattening practices. Data should be given in fork length (otherwise the type of length used should be reported).

This information is essential to better evaluate the size frequencies collected at the cages, which might help in a substantial way to improve the knowledge of purse-seine catch composition in the Mediterranean Sea.

It was noted that many weight frequencies have also been collected at the cages (in particular in EC-Cyprus, EC-Greece, EC-Malta, and Turkey), after harvesting the tuna. In this case, the amount of data is even higher in volume than for lengths (FL), but it is much more difficult to use them, because of previously reported factors, the different increase in weight at the various size-classes and the higher possible variance. Furthermore, it was not indicated if these data referred to round-weight or processed-weight. Regardless, the Group decided to take advantage of the huge effort spent in collecting size data at the farms (**Figure 11**) and to use the size (FL) data to get a better view of the catch-at-size for the purse-seine fleet supplying farms in the Mediterranean.

The size frequencies from the Croatian cages are quite different from the others, due to the well-known practice of capturing small fish to be kept in cages and ranching them for more than one year. The size frequencies from the EC-Cyprus cages are the first obtained from this country, where farms have been only recently developed. Size frequencies from EC-Spain on both graphs are related to fish caught in 2005 but harvested in October-December in the first graph and in January 2006 in the second graph.

Figure 12 shows the fish harvested in the southern Tyrrhenian Sea and in the Strait of Sicily (including those for cages in EC-Malta), caught by the Italian fleet in 2004. The lower graph at left shows the few length frequencies of the bluefin tuna catches obtained directly from purse seiners in 2004, while the graph at the lower right shows the size frequencies of bluefin tuna from farms where Italian catches were provided.

The weight at the time of capture of the size frequency samples from farming operations was estimated using the predicted weight at mid-year age from the growth equations used for yield-per-recruit evaluations of various management alternatives for eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna. The weights of the pooled samples by flag were then used to estimate raising factors to apply to the pooled age-frequency samples by flag to raise the number of fish sampled at age to the estimated tonnage of bluefin imported into the Japanese markets in 2004 (**Table 6**; note that these estimates do not come from the BFTSD and could thus be different). The estimates of

capture weight in **Table 6** were based on conversion factors developed at the Sixth GFCM-ICCAT Meeting on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean (Anon, 2003) to estimate round weight from product weight. These round output weights were then reduced by 20% to account for expected weight gain in the farms. Farmed fish age distribution samples were available from EC-Italy, EC-Spain, EC-Cyprus, and Croatia (see above). For estimation purposes, the EC-Italy samples were applied against the tonnages imported from EC-Malta and Tunisia while the EC-Cyprus sample was applied to the tonnage imported from Turkey as the Group concluded these samples were more likely similar. **Figure 13** shows a general comparison of the proportional catch at size distributions of the pooled samples from the different farming countries, for comparison. **Figure 14** shows the estimated catch-at-age distributions from these same samples. **Table 7 and Figure 15** compare the raised estimated catch at age for farmed fish imported to the Japanese market in 2004 with the estimated catch at age for the entire East Atlantic and Mediterranean fisheries in 2004. While the Group considers these estimates to be first-order approximations, they provide a basis for comparison with the fishery-wide estimated catch at age. Future evaluations should test the various assumptions being made in the above calculations.

4.3.2 Summary

In summary, the available information strengthens the opinion held by the Group that harvests of bluefin tuna from the eastern Atlantic and Mediterranean have been seriously under reported in recent years, particularly those from the Mediterranean. The volume of catch taken in recent years likely significantly exceeds the current TAC and is likely close to the levels reported in the mid-1990s, i.e. about 50,000 t in the East Atlantic and Mediterranean. Furthermore, the available catch-at-size data are woefully inadequate resulting in little confidence of our estimates of overall fishery catch at age. Accurate catch and catch at age are the basic building blocks of analytical assessments of resource status and our inability to obtain reliable information on catch and catch at age seriously undermines the credibility of conducting analytical evaluations of stock status which rely on this information.

5. Relative abundance indices

5.1 Relative abundance indices - East

Standardized CPUE

The Group reviewed the following abundance indices:

Spanish traps in the Atlantic (SCRS/2006/071). This document derived GLM-standardized indices of abundance for large bluefin tuna from the Spanish trap fishery in the Strait of Gibraltar from 1981 to 2004. In response to the concerns regarding the current unit of effort expressed during the 2002 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Anon, 2003a), the document explored the adequacy of the effort unit as well as alternative error distribution assumptions. After some discussion and based on model fit diagnostics, the Group decided to use the standardized series resulting from a GLM with negative binomial log-link error assumption and based on data from May each year (and not the whole season).

Moroccan traps in the Atlantic (SCRS/2006/078). This document provided a CPUE series from 1998 to 2005 for the Moroccan trap fishery in the area close to the Strait of Gibraltar standardized with a GLM using a lognormal error assumption. The Group noted the progress made and agreed to apply the same error assumption used to standardize the Spanish trap index (negative binomial log-link).

When compared, both series showed a complementary pattern which might be interpreted as resulting from bluefin tuna migration closer to the Spanish or the Moroccan coast. In combination, though, the Spanish and Moroccan trap CPUEs showed a substantial decline over the recent several years. The Working Group encourages collaboration between Moroccan and Spanish scientists to complete further analyses extending and combining both datasets.

Baitboat indices in the Bay of Biscay (SCRS/2006/094 and SCRS/2006/075). Document SCRS/2006/094 updated standardized CPUE indices by age from 1975 to 2004. The standardization was carried out using generalized linear mixed models (GLMM). Catch and effort data for bluefin tuna were available from catches by trip; this catch by commercial category was converted to catch at age by applying seasonal age length keys to the length distribution by commercial category. Splitting of the catches into age-classes introduces a large number of zero values, so those data were modeled using the delta-lognormal model. Ages 5 and older were combined as

5+, since ages above are only infrequently represented in the fishery for the period of study, and a criterion of baitboats with five or more years in the catch history in the time-series was used for data selection. Document SCRS/2006/075 revised the standardization process of the same baitboat fisheries data, using commercial catch categories (7-15kg and 15-25kg, 25-50kg and >25kg). Two different indices were estimated; one considering total landings from 1970 to 2005 under lognormal generalised linear mixed model (GLMM) and other from 1975 to 2005 considering total landings stratified by commercial category by means of the delta-lognormal GLMM model.

Upon examination the Group concluded that, although there are some differences, the patterns of both series do not vary substantially (**Figure 16**). Both approaches appear to be interesting and valuable. Document SCRS/2006/075 provided a longer time series, going five years back more, but for continuity with the 2002 bluefin tuna assessment, it was decided to include the updated standardized relative abundance indices by age (SCRS/2006/094) for the VPA runs. The Group recommended that the modeling efforts continue in a collaborative way and that future analyses of these data be made jointly by the interested scientists.

Japanese longline (SCRS/2006/097). This document provided standardized CPUE series from the Japanese longline fishery in the Atlantic, including the Mediterranean Sea, up to 2005. Six indices were developed following the requirement indicated in SCRS Bluefin working plan for the current assessment. The indices were standardized by delta-lognormal models with random effects for significant interactions involving the year effect. The relative abundance pattern indicated by this index for bluefin in the East Atlantic and Mediterranean fluctuated at relatively high levels until the early 1980s and then exhibited a regular decline, reaching its lowest level in the mid-1990s. There was then a pattern of some increase to about half of the early 1980s level by 2002, but has since again declined to a low level.

Due to the fact that the Japanese longline fishery in the Mediterranean included some catches in waters around Algeria and Libya, related to recent joint ventures, it was agreed to further investigate the impact on these catches on the Japanese index. The Japanese scientists submitted a new standardized index excluding catches in Algeria and Libya during 2002-2003. No significant differences were observed.

In addition, since the Japanese index is believed to track ages 8+ and in order to compare it with the indices from the Moroccan and Spanish traps, which are representative of ages 10+, it was agreed to compute a new Japanese index for ages 10+. The results submitted by the Japanese scientists did not display any special pattern, but confirmed some past indications of a relatively strong year-class in 1994 (**Figure 17**).

The issue related to the lack of standardized CPUE time series for the Mediterranean purse seine (PS) fleet targeting bluefin tuna was stressed again, since these fisheries are largely dominant in the Mediterranean. If nominal PS CPUE can be easily produced, as this was done in the past, standardization is unfortunately impaired by several critical difficulties and problems:

Problems related to recent changes in the fleet:

- The expansion of the PS fisheries in the Mediterranean has led to the development of several new fishing grounds during the last two decades. Consequently, the spatial distribution of PS fisheries has totally changed and strongly expanded in the most recent period. The EC-France PS fleet has, for instance, moved from the Gulf of Lyon to the Balearic Islands during the 1980s and rapidly moved from the Balearic area to Gulf of Syrta (Libya) since 2002 and is moving even further east over the past few years. Such large and rapid changes violate a basic assumption for standardizing CPUE, *i.e.* the consistency of the fishing area. This makes the estimation of parameters for the standardization of the CPUE time series (e.g. GLM) unworkable, as the sampling design is totally unbalanced.
- Radical changes in fishing tactics and strategy due to the progressive use of new storage equipment, carrier vessels with deep freezing storage, planes and more recently farming activities. Such changes were very rapid (farms appeared in 1997 and included a high proportion of the actual catch, up to 80%, since 2002). These changes are poorly documented and cannot be quantified.
- Major changes due to the recent, rapid and increasing use of powerful positioning and prospecting equipment, such as planes, bird radar, sounder, sonar, which again are poorly documented and cannot be quantified.

Difficulties related to the lack of past and present data:

- Lack of accurate data about the catch and size composition of the catch of the PS fleets due to farming. As these fish are not landed anymore, but are instead transferred into cages, large uncertainties now surround the total catch. Such information cannot solely be retrieved from an on-board observer program (Di Natale, *et al.*, 2006) and implies the implementation of a cage based observer program.
- Lack of information on: (i) spatial locations of the catch; (ii) number of successful and unsuccessful fishing operations and (iii) changes in vessels' cooperation and competition (PS work in teams).

Most of these problems are not new, but have increased considerably during the last 10 years. Consequently, only a nominal and, thus, strongly biased CPUE index can be computed for this fishery at present. Standardizing PS CPUE can be hardly done, but is furthermore likely to give a very optimistic view of stock status, as this was demonstrated for other fisheries, due to the active and highly mobile nature of these fisheries. Past experiences indicate that the chances of getting a trustworthy index of abundance from aerial spotting are higher than getting an accurate CPUE index from the PS fisheries.

Catch rate patterns as fisheries indicators (see Table 8)

In the East Atlantic the available catch rate patterns for small fish by themselves did not show any consistent trend over the period available for analysis (since the mid-1970s). This result is not particularly surprising since many species exhibit high inter-annual variation in year-class strength, which makes trend detection difficult. No general trend was observed for the most common ages in the Bay of Biscay catches (ages 2, 3 and 4, Figure 18), for the period of available data, although there was a falling tendency in age 3 and 4 indicators which coincided with the disappearance of a relatively strong 1994 year-class from this fishery.

Indicators of relative abundance for older age fish show some consistent tendencies over time. For spawning aged fish captured by the Japanese longline fleet in the East Atlantic and Mediterranean, there has been a general declining trend over the period available for analysis (again, since the mid-1970s, *vid.* **Figure 19**) with current relative abundance somewhat less than half the level indicated for the mid-1970s. The mix of fish taken by the Japanese fleet is somewhat younger than those captured in the Spanish and Moroccan trap fisheries, which indicate a substantial reduction in relative abundance of the oldest fish in the population over the past several years. A similar decline in the Spanish trap index also occurred during the mid-1980s.

5.2 Relative abundance indices - West

Information from all the catch rate data series used in the previous assessment of western Atlantic bluefin (Table 12 in the Report of the 2002 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session) (Anon, 2003a) was updated, where possible, and available for the current assessment (**Table 9, Figure 20**). In 1998, several newly analyzed catch rate series were presented and the analytical treatment of two of the indices (U.S. rod and reel *small* and U.S. rod and reel *large*) resulted in separation of these time series into two stanzas. This treatment of the time series was continued in the updates presented in SCRS/2006/084). One of the previously available series that was updated and available for the present assessment was based on a systematic, fishery-independent survey (U.S. Larval Survey in the Gulf of Mexico, SCRS/2006/082). Another was based on catch rate data from the Canadian tended line /rod and reel and harpoon fisheries for large fish in the Gulf of St. Lawrence and Southwest Nova Scotia, which were also updated to include additional information and standardized through a generalized linear model (SCRS/2006/076). A reviewed and updated analysis from the U.S. long line fishery in the Gulf of Mexico (SCRS/2006/083) was also provided. SCRS/2006/097 updated catch rates from the Japanese longline fishery for six different combinations of data representing different combinations of the western, central, and eastern Atlantic plus the Mediterranean. The Group decided to continue to use the delta lognormal model with random effects which were developed during the last stock assessment session.

SCRS/2006/076 presented results from the updated standardized relative abundance indices for Canadian bluefin tuna fisheries in the Gulf of St. Lawrence (1981-2005) and off Southwest Nova Scotia (1988-2005) based on data from commercial log records. Methods used were as in the 2002 Bluefin Tuna Stock Assessment. A delta lognormal-binomial model was used to standardize for both the Gulf of St. Lawrence and the Southwest Nova Scotia data. CPUEs in the Gulf of St Lawrence have increased slightly from 1997 to 2003, and rapidly increased in 2004. Catch rates in 2005 dropped somewhat, but remained high relative to recent observations (**Figure 20**).

The southwest Nova Scotia series has had a fairly stable trend through the mid- to late 1990s. While the value for 2000 is the lowest on record, the value for 2001 is more consistent with levels generally seen in the 1990s. More recent (2002-2005) catch rates are slightly higher than those observed prior to the 2002 assessment.

As in past assessments, the Group agreed that a series of pre-specified factors be estimated for each year based on the ratio of the numbers at age from total catches for ages 13 and older fish to fish ages 10 and older, to make allowance for the fact that the Gulf of St. Lawrence index applies to age 13+ rather than age 10+ fish. The proportional catch of age 13 and older fish in the age 10+ grouping for the period from 1981 to 2004, respectively are listed in **Table 10**. As in 2002, partial catches from the rod and reel, tended line and harpoon fisheries were used in weighting the southwest Nova Scotia index. However, the method for calculation changed from the 2002 stock assessment in that the catch at age for the western population was applied to the Gulf of St. Lawrence series in 2006, rather than the Canadian catch at age which was applied in 2002. In addition, the Southwest Nova Scotia partial catches have changed due to a more appropriate representation of gears in the calculation.

The median size of the fish caught in the Gulf of St. Lawrence has declined in recent years, reflecting an abundance of younger fish in the Gulf of St. Lawrence index than has been the case in the past (SCRS/2006/076). The Group decided to adjust the recent CPUE observations in the index to reflect this change in size composition, by the proportion of fish greater than 253 cm, the length which corresponds to age 13 using the Turner and Restrepo (1994) growth model.

The updated southwest Nova Scotia index included a large proportion of catches from an unspecified area within southwest Nova Scotia named 4Xu (SCRS/2006/076). In the past, these catches were excluded; however, in 2004 and 2005 they represented approximately 70% of annual landings from this fishery. Two versions of the updated southwest Nova Scotia index were presented and the Group decided that inclusion of the 4Xu catches presented a better statistical fit.

As recommended by the 2002 and 2006 work plan, document SCRS/2006/097 presented results of various Generalized Linear Model analyses of the Japanese bluefin tuna catch rate time series to examine the effects of mixing. These time series were modeled using delta-lognormal model with random effects terms for area*month interactions with year as factor.

The Group recognized that there is no substantial change in the indices from the last assessment in these time series and agreed to apply these time series in the present stock assessment of both continuity and base case run of the west stock assessment.

The Group noted different trends in the indices for Area 2 and Area 3; therefore, in the case where Area 3 was added to the west, the Group decided to use both indices (rather than combining them as done in the previous assessment).

The Group discussed what size range is actually covered by the fleet operating in the west. The answer from the author was the middle size range which is unchanged. The Group also asked the possibility to create standardized CPUE of Japanese longline operating in the Mediterranean. This new index was provided to the Group during the meeting. It was pointed out that because of the lack of year and area or year and month interaction due to difference of fishing season of Japanese longline in different area, index of combination of different area (e.g. west (Area 2) and central (Area 3)) may have the potential problem of ignoring different trends among areas. The group also discussed the reason of lack of fit of binomial part of the delta lognormal model noted the paper. It was pointed out that it is difficult to conclude so without examining the residual pattern information which was not presented.

The United States presented a fishery independent index based on larval survey in the Gulf of Mexico during the spawning season (SCRS/2006/082), an index derived from longline catches from the Gulf of Mexico and nearby waters (SCRS/2006/083), and multiple indices from the rod and reel fishery off the northeast U.S. (SCRS/2006/084). All indices were derived using the approach in which separate analyses are conducted on the proportion of the observations with catch and on the positive catch observations.

Larval indices (SCRS/2006/082) were developed using similarly standardized data from which previous indices were developed (*i.e.* abundance of larvae with a first daily otolith increment formed per 100 m² of water sampled). This index was developed using a delta-lognormal model, which is a mathematical combination of yearly catch estimates from two distinct generalized linear models: a binomial model which describes the

proportion of positive catch values and a lognormal model which describes the variability in nonzero catch data. Covariates, including surface temperature, water depth, time of day, time of month, area sampled and year, were tested for inclusion in both submodels. Due to the large frequency of zero catches during ichthyoplankton surveys, especially in later years, the binomial portion of the delta-lognormal approach was replaced with a zero-inflated binomial model and was considered a more appropriate method to model these data. The results of these two approaches indicated a strong decrease in larval catch rates from the beginning of the time series with the lowest value in 2005.

The Group discussed the decline of the size of larvae in 2005. There was no clear reason for this decline. It might be due to the fact that actual sampling happened in April; hence growth may have had an effect on the size range. The Group agreed to use the zero inflated delta lognormal model in the current base case assessment in stead of the Pennington model, which was applied in the last assessment does not take into account the effects of the shift of sampling season to early May in recent years.

SCRS/2006/083 presented two indices of abundance of bluefin tuna from the United States pelagic longline fishery in the Gulf of Mexico and Florida east coast for the period 1987-2005. The first index is an extension of the previous U.S. pelagic longline index (Cramer, 2003) that uses the same linear models. The second index was constructed using a “repeated measures” procedure to account for the variance in catch rates between vessels. Both indices were standardized using generalized linear mixed models, and a delta-lognormal approach. The indices are different in that the extension of the 2002 index suggests that catch rates increased from 1988-1990, then declined during 1991-1993 and remained low thereafter. The newly-constructed index suggests a fairly consistent decline from 1987-1993, with low catch rates continuing through 2005.

The Group agreed to use the extension of the previous U.S. pelagic longline index in a continuity case and to use the new “repeated measures” model in the base case run as it better accounts the variability of CPUE between vessels. The Group also discussed the possibility of the effect of light stick on the catch rate but the information was not included in analysis. It was also pointed out that in the Gulf of Mexico, almost all the fishermen use light sticks so that the effect of exclusion of light stick information in the analysis should be negligible.

SCRS/2006/084 presented indices of abundance of bluefin tuna from the U.S. rod and reel/handline fisheries off the northeast United States. Individual trip rod and reel/handline catch per unit effort data, collected through interviews with fishermen, were used to estimate standardized catch rates considering factors such as time of year, area fished, boat type, fishing method, fishery open/closed status, bag limits and target. Models were developed for all size categories of bluefin tuna (except for those < 66 cm SFL), implementing a delta-Poisson approach in which catch rates are considered as a product of binomially distributed probabilities of a positive catch and Poisson distributed positive catch rates. Seven indices of abundance of bluefin tuna from the U.S. rod and reel fishery are presented. These indices are calculated separately by size category and for two distinct time periods 1980-1992 and 1993-2005. The indices for the early period include a series for small bluefin (< 145 cm SFL) for 1980-1992 and for large bluefin (>195 cm SFL) for 1983-1992; these are presented unchanged from previous analyses. Also presented unchanged are the indices for 145-177 cm SFL bluefin and large bluefin (>195 cm SFL, 1983-2001), which were not used for the 2002 western Atlantic stock assessment. For the period 1993-2005, indices are updated for 66-114 cm, 115-144 cm, and >177 cm SFL bluefin. The distinct periods were defined because changes in survey data collection implemented in 1993 permitted separation of the catches into the smaller size intervals and because regulatory and management changes imposed different daily limits and fishery closures for those size categories.

It was pointed out that modal progression patterns can be seen in the smaller size categories. For example, 66-114 cm individuals are most abundant during 1996-1999, while 115-144 cm individuals are most abundant during 2000-2002, and individuals 145-177 cm are most abundant in 2001. However, similar patterns cannot be observed in the largest size categories (>177 cm and >195 cm). The Group considered that this could be due to the high variability of the abundance estimates, or to the fact that there is no upper size limit bounding the >177 cm and >195 cm size classes. Instead, these size classes contain individuals that can be much larger than 177 cm or 195 cm. The Group mentioned that modal progression patterns will be obscured by a large size range of individuals within a category.

SCRS/2006/084 included an index for large bluefin (>195 cm) for the years 1983-2001. This index was available, but not used during the 2002 assessment because an important regulatory change occurred during the series; the large-medium (178-195 cm) and large (>195 cm) size classes were combined. This regulatory change appeared to cause changes in the way size category and targeting were reported. Consequently, the 2002 Group

recommended the use of a substitute index, bluefin >177 cm for the years 1993 and later. This decision was discussed, and upheld by the 2006 Group.

There were two previously presented historical CPUE indices, which were used in the last assessment and unchanged. Those include Japanese longline CPUE indices in the Gulf of Mexico (SCRS/2002/012) and tagging indices (SCRS/2002/012). The Group decided to continue to use them but did not discuss extensively.

In summary, the Group recognized that there were no substantial changes in the indices since the last assessment and agreed to apply essentially the same 12 time series as were used for the base assessment in 2002 (**Figure 21**). As discussed above, four indices (Gulf of Mexico larval survey, U.S. Gulf of Mexico longline, Canadian Gulf of Saint Lawrence and Nova Scotia) were updated using both the methods from 2002 and new methods that were believed to be more appropriate. The versions using the old methodology were applied in the 2006 continuity VPA run and the versions using new methods were applied in the 2006 base run (as indicated in **Table 9**).

6. Methods and other data relevant to the assessment

6.1 Methods – East

Document SCRS/2006/072 presented estimates of total mortality of eastern Atlantic and Mediterranean bluefin using year-class analysis, as an alternative methodology to sequential age-structured models for estimating the magnitude of total mortality on giant bluefin (ages 10+). The approach is similar to catch curve analyses, but follows cohorts instead, thus the results do not depend on the assumption of constant recruitment. However, the method does assume that fishing mortality is constant for fish from a cohort once fully recruited. The analyses conducted in SCRS/2006/072 using Spanish trap catch-at-age data (ages 11-17) are cited in Section 7.1. In addition, the Group conducted analyses using age-specific Japanese longline CPUE data for eastern Atlantic and Mediterranean. The age-specific CPUEs were derived from the Japanese CPUE for all ages combined used in the VPA and the catch-at-age matrix for Japanese longline. The year-class analyses were conducted assuming full selectivity for ages 10-14.

Document SCRS/2006/073 proposed a straight-forward approach for estimating gear-specific selectivity profiles, based on equilibrium catch curves, that relies on a smaller set of assumptions than does the typical VPA. The document provided selectivity estimates for some of the major gears (trap, baitboat, purse seine and longline) in the eastern Atlantic and Mediterranean.

The Group discussed the need to balance on one hand, the provision of scientific advice to the Commission, and, on the other hand, the difficulty of using data of very low quality for many of the fisheries. For reasons of continuity, it was decided to run again a VPA ("VPA-2BOX v. 3.01", available from www.iccat.int) as was done in the 2002 assessment.

VPA specifications

Notwithstanding the uncertainties in the catch at age and abundance index data, described elsewhere, the Group decided to run ADAPT VPA (as implemented in VPA-2box) again as it did for the 2002 assessment. The primary purpose of this exercise was to develop a recent selectivity pattern for use in the various per-recruit analyses.

Initial model specifications were similar to the so-called "trial 5" of the 2002 assessment, using 1970-2004 data, with inverse-CV weighting of the indices. The results of this run were unsatisfactory, giving some fishing mortality values in 2004 that hit the upper limit specified ($F=5.0$). The Group then changed some of the inputs used and assumptions made, as explained below. It should be noted that in all cases examined, the fit to the available CPUE indices was poor. Because of this and because of the very poor quality of the catch-at-age matrix used, the Group had no objective statistical basis with which to select one model as a "base case".

Three model specifications were made (below). RUN1 was similar to "trial 5" of the 2002 assessment, except for the following: (a) the 1998-2004 Moroccan trap index presented during the meeting was also included; (b) instead of partial catches for the two trap indices, they were assumed to represent age 10+ (see SCRS/2006/073); (c) for the Japanese longline index, with partial catches for ages 5 and older instead of 8 and older; and, (d) the assumptions about relative fishing mortality ratios in the terminal year were different. RUN2 was the same as

RUN1, except that the F-ratio (F at age 10+ divided by F at age 9) was increased to 2.0 for the period 2001-2004. RUN3 was like RUN1 but it also included the Spanish baitboat indices for ages 4 and 5, estimated more parameters in the terminal year, and made different assumptions about relative fishing mortalities in the last year. In addition, RUN1 included an alternative series for the catch at age 1. No attempt was made to hypothesize an alternative run in which the overall catch was inflated to account for underreporting.

Model specifications for the VPA fits to eastern Atlantic and Mediterranean bluefin.

	<i>RUN1</i>	<i>RUN2</i>	<i>RUN3</i>
Indices			
ES TR	Yes	Yes	Yes
ES BB1			
ES BB2	Yes	Yes	Yes
ES BB3	Yes	Yes	Yes
ES BB4			Yes
ES BB5			Yes
JLL	Yes	Yes	Yes
MAR			
TR	Yes	Yes	Yes
CAA 1	Base	Base	Alt.
Frat 01-04	=1.0	=2.0	=1.0
2004 Parameters			
F1	=0.25 F2	=0.25 F2	=1.0 F2
F2	Est	Est	Est
F3	Est	Est	Est
F4	=1.2 F3	=1.2 F3	Est
F5	=1.6 F3	=1.6 F3	Est
F6	Est	Est	=1.0 F5
F7	=1.0 F6	=1.0 F6	=0.75 F8
F8	Est	Est	Est
F9	=1.5 F8	=1.5 F8	=1.25 F8

The alternative series for catch at age 1 was developed to test the sensitivity of the results to the observed drop in reported catch for this age group for the period 2001-2004 (**Figure 22**). For these years, it was assumed that the ratio of catch at age 1 relative to age 2 would be equal to one-half of the average ratio observed historically:

$$C_{1y} = C_{2y} \frac{\left(\sum_{i=1960}^{2000} C_{1,i} / C_{2,i} \right) / 41}{2}, \quad \text{for } y=2001 \text{ to } 2004.$$

6.2 Methods - West

ADAPT-VPA applied to the West Atlantic

The parameter specifications used in the 2006 VPA assessment were the same as used in the 2002 base-case assessment, except as modified to accommodate the increased number of years. They are described in the Report of the 2002 Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Anon, 2003a) and are reviewed briefly below.

The 2006 assessments ($y_{\max}=2004$) estimated population numbers at the start of 2005 ($N_{y_{\max}+1,a}$) for ages $a=3, 5, 7$ and 9 for the western North Atlantic. Given values for the estimable parameters specified above ($N_{y_{\max}+1,a}$), fishing mortalities ($F_{y_{\max},a-1}$) can then be computed. For those ages a for which population numbers are not estimated, fishing mortalities cannot be calculated directly. For such ages, the F 's need to be linked to those fishing mortalities that are directly estimated using a vector specifying which ages are grouped, as well as the relative selectivities within each group. The 2006 assessments assumed for the western North Atlantic that ages 1-3, 4-5, 6-7 and 8-9 are grouped and that:

$F_{2004,1}$	$=0.318 F_{2004,2}$
$F_{2004,2}$	Est
$F_{2004,3}$	$=1.0 F_{2004,2}$
$F_{2004,4}$	Est
$F_{2004,5}$	$=1.0 F_{2004,4}$
$F_{2004,6}$	Est
$F_{2004,7}$	$=1.0 F_{2004,6}$
$F_{2004,8}$	Est
$F_{2004,9}$	$=1.0 F_{2004,8}$

Fishing mortalities F for the oldest age (taken to be a plus-group including ages 10 and older) and any year y are given by $F_{y,10} = r_y F_{y,9}$, where r_y is the F -ratio for year y . For the 2006 base case assessment, the F -ratio was pre-specified ($r_y = 1.0$) for the period 1970-73, estimated by a single value for the period 1974-81, and estimated by a second value for the most recent period (1982-2004), subject to a penalty term included in the likelihood function:

$$-\ell \ln L = \frac{(\ell \ln \tilde{r}_y - \ell \ln \hat{r}_y)^2}{2(\sigma_r)^2}$$

where $\tilde{r}_y$ is the expected F -ratio for the most recent period (taken to be the value assumed for the 1996 base case assessment, 1.14), $\hat{r}_y$ is the corresponding model estimate, and σ_r is the standard deviation of the “prior” distribution (assumed to be 0.25).

The natural mortality rate was assumed age-independent ($=0.14\text{yr}^{-1}$) as in previous assessments.

Runs for the West Atlantic

- 1) Continuity run: For closer comparison with the results from the 2002 assessment, a run was specified which used exactly the same abundance indices selected in 2002 (but extended by three years where pertinent).
- 2) Base run: This run was set up in the same way as the continuity run above, except that four of the abundance indices were revised using new methods (see Section 5). The four revised indices are the Canada Gulf of Saint Lawrence (adjusted to 13+), Canada Nova Scotia (4XU model), Gulf of Mexico Larval survey (zero-inflated model), and U.S. longline Gulf of Mexico (repeated measures model).
- 3) Retrospective runs: of base case done up to 5 years back.
- 4) Extended boundary run: To consider the implications of bluefin in the Central Area belonging to the western stock, the Group decided to rerun the base case assessment for the situation where catches in Area 3 (essentially the area between 45 and 30°W, see **Figure 23**) were treated as coming entirely from the western stock, and accordingly aged by means of the growth curve for bluefin in the west. For this rerun, the Japanese standardized LL for Area 3 was used in addition to the corresponding index for Area 2. The meeting decided not to conduct a similar assessment extended to include Area 4 catches (and so incorporating the fishery to the south of Iceland). The plausibility of these extensions relies on the assumption that the bulk of the bluefin caught in the area added belong to the western stock. As in 2002, the meeting considered that the extension to include Area 4 was less plausible than that to include Area 3.

6.3 Methods - regulatory analyses

Three documents were presented concerning methods which can be used to provide responses to the Commission's questions about the likely effects of alternative minimum size regulations and time area closures.

SCRS/2006/074 presented a yield per recruit (YPR) analysis approach to evaluate the likely effects of alternative minimum size regulations and time area closures. The analyses used the growth, maturity and natural mortality parameters currently adopted by SCRS and information on gear-specific catch-at-age relative to the total catch-at-age. The Working Group decided to apply this approach to examine some questions for the eastern Atlantic stock (see Section 8.3). The base overall selectivity pattern against which various regulations were compared to

was from the 2003-2004 average F estimated with the VPA (see Section 7.1). This fishing mortality vector was modified according to some combinations of minimum size regulations and time area closures.

SCRS/2006/091 estimates first-order effects on yield and survival that might accrue with various size restrictions. The results should be viewed as what might be achieved with perfect implementation and no transfers of effort. They suggest that size limits between 30 and 50 kg result in only modest long-term gains in western yield and 5+ biomass and are substantially mitigated by the tolerances. For example, the conservation benefit for the west of a 30 kg size limit with zero tolerance is roughly equivalent to that of a 50 kg size limit with a 15% tolerance. Inasmuch as most of the western catch is above any of the hypothetical size limits examined here, allowing 30% or more of the catch to be below those size limits is equivalent to having no size limit at all. On the other hand, even a 30 kg limit with a 50% tolerance should lead to substantial long-term increases in both the survival and yield of eastern bluefin.

SCRS/2006/092 analyzed three new potential time/area closures to reduce discards and by-catch of bluefin tuna and other species by the U.S. Atlantic pelagic longline (PLL) fleet in the Gulf of Mexico. Although there were decreases in the predicted catch, by-catch, or discards of the species considered, no single closure would reduce the by-catch or discards of all species considered and by-catch or discards of some species were predicted to increase. In some case, area closures resulted in an increase in bluefin tuna discards, particularly when redistribution of effort was considered.

6.4 Other methods

Other methods for future assessments and evaluations were presented to the Group and discussed. In particular SCRS/2006/085 presented progress being made in developing operating model(s) and management procedures in response to the recommendations of the Commission's Working Group to Develop Integrated and Coordinated Atlantic Bluefin Tuna Management Strategies (Fukuoka, Japan, April 20-23, 2005) (ICCAT, 2006) and to the SCRS Research Plan (Report of the 2005 ICCAT Planning Meeting For Bluefin Tuna Research (Madrid, Spain, June 27-30, 2005), (Anon, 2006). The document denotes some initial specifications for the modeling process including spatial boundaries, size groupings, estimation models (see SCRS/2006/086, discussed below), potential control rules and performance criteria.

The Group had several suggestions: (1) perhaps more spatial structure in the Mediterranean might be included; (2) it is unlikely that CPUE based control rules would be effective unless changes in gear and targeting were taken into account. The Group suggested that more cooperation in these activities could be encouraged by incorporating the efforts into the SCRS Methods Working Group.

An estimation model for the operating model activities was suggested by SCRS/2006/086. The movement of individual fish among regions was modeled as a finite-state continuous-time stochastic process. The estimated probabilities and migration rates can inform stock assessment models on the relative proportions of the population in each region at a given time. Results indicate that bias and precision of maximum likelihood estimates are a function of the migration and mortality rates, number of tags deployed, regions where the tags are deployed and duration of study.

An alternative stock assessment of western Atlantic bluefin tuna using a Bayesian state-space surplus production model was presented in SCRS/2006/087. In this paper, a state-space version of the non-equilibrium logistic surplus production model was fitted to stock-trend indices for the western Atlantic bluefin tuna stock starting in 1989. The estimates of stock depletion were consistent with those obtained in the 2002 stock assessment; however, projections were appreciably more pessimistic.

The Group commented that this model is similar to other assessment models in that estimates of productivity are relatively uncertain due to the lack of contrasts in the data since the 1970s. Versions in which 1960s data could be appropriately incorporated would be of interest.

An alternative approach was suggested in SCRS/2006/108, which linked the assumption that CPUE is proportional to fish density with that of constant catchability for Japanese longlining. This Japanese longline fishery is widely spread over the North Atlantic and Mediterranean, therefore it provides a basis to check the consistency of bluefin assessments for different regions within this overall area. An initial illustrative example, using nominal CPUE over a recent five year period with integration over area on a 5x5 degree square basis, suggested that the relative abundances of bluefin in the east Atlantic + Mediterranean to the west Atlantic are in the ratio of about 3:1.

In discussion a number of reservations about the approach were raised, including the representativeness of limited Japanese longlining in the Mediterranean for that region, and whether catchability would be constant spatially given the association of fish and hence fishing with oceanographic features. It was agreed that further analyses on a finer spatial and temporal scale, and disaggregated by length class or age group, would be needed before definitive conclusions might be drawn from such an approach.

7. Stock status results

7.1 Stock status – East

ADAPT VPA runs were made as explained in Section 6.1.

Diagnostics

Figure 24 shows the fits of RUN3 to the available indices. Residual trends were observed in all cases, especially for the trap and longline indices. Residual patterns for RUN1 and RUN2, not shown here, were similar.

Figure 25 summarizes the SSB and F estimates resulting from a retrospective pattern analysis applied to RUN3. Some bias in the estimates is indicated for F_{8+} . While such analyses were not conducted to RUN1 and RUN2, a similar pattern could be expected, as was also found during the last assessment.

In summary, the VPA fits to the available data for eastern Atlantic bluefin continue to be poor, as they were in previous assessments. It appears that, among other factors (e.g., model assumptions), the results may be more affected by the back-calculation of the VPA rather than a fit to the indices. This is partially supported by **Figure 26** which shows that the estimated trend in recruitment is closely related to the total magnitude of input catches.

Summary VPA results

The results of the three runs are summarized in **Figure 27** in terms of estimated fishing mortality, recruitment, and SSB. The Working Group noted that all of the runs relied upon reported catch levels, and the sensitivity of the results to underreporting was not investigated. These results suggest that since 2000 there has been a rapid increase in fishing mortality especially for large (ages 8+) fish and a rapid decline in spawning stock biomass. The WG noted, however, that the retrospective pattern in **Figure 25** suggests that the rate at which these changes are taking place may be overestimated by biases in the model fits. No attempt was made to adjust these estimates.

The average (geometric mean) fishing mortality pattern for 2003-2004 estimated with the three model runs is shown in **Figure 28**. Without a statistical basis to choose among the three series for use as input to other analyses, the Working Group preferred the pattern from RUN3 ($F_a = 0.174, 0.366, 0.391, 0.159, 0.154, 0.156, 0.275, 0.296, 0.410, 0.410$) because it matches better the perceived knowledge of the combined selectivity from the various gears currently targeting eastern Atlantic bluefin tuna. **Figure 29** shows the trends in selectivity at age obtained from RUN3. It is apparent that starting in about 1994, there has been a shift towards selecting larger fish. This is summarized in **Figure 30** which shows the average selectivity trends for ages 2-4 and 8+. This result is consistent with a shift in purse seining activities to select larger bluefin destined to farming operations.

The output for RUN3 is given in **Table 11**.

Year-class analyses

The results of the year-class analyses on Japanese longline CPUE data are presented in **Figure 31**. The estimates of total mortality are presented in **Table 12** together with the estimates corresponding to Spanish trap data that were analyzed in SCRS/2006/072. For comparison to the results previously shown, the total mortality for ages 10+ estimated from RUN3 of the VPA was used. These Z values are averaged for a 5-year period corresponding to when the cohort entered the 10+ age group (for example, for the 1990 cohort, the VPA entry is the mean Z_{10+} for 2000-2004).

Because the year-class estimates of Z in **Table 12** are calculated within cohorts, they are not directly comparable as time series. However, they do provide estimates of the average total mortality that successive cohorts

experienced. The Spanish trap dataset shows a strong increasing trend in mortality over time but the JLL trend is weaker. The estimates of Z from the VPA also indicate an increase over time.

Conclusions about state of the stock

The 2006 assessment results indicate that the spawning stock biomass (SSB) continues to decline while fishing mortality is increasing rapidly, especially for large bluefin.

The decline in SSB is evident from the results of an age-structured model (VPA) that used reported catch and CPUE information, which estimates that recent (2000-2004) SSB is 48% of the estimated level at the start of the time series (1970-1974). The decline in SSB appears to be more pronounced during the more recent four or five years (**Figure 27**). Although model estimates for recent years should be judged with caution due to imprecision, the decline in SSB is also evident from fishery indicators such as the drop in catch rates of Moroccan and Spanish fixed traps located in the eastern Atlantic that capture large bluefin (generally ages 10 and older) as they enter the Mediterranean for spawning. Catches of giant bluefin made by some sport fisheries have also declined abruptly.

The increase in mortality estimated with the age-structured model for large bluefin is consistent with a shift in targeting towards larger individuals destined for farming. Independent year-class analyses which do not rely upon fishery-wide data (i.e., size samples), conducted with Spanish trap data (which captures primarily large bluefin) also indicate that total mortality on large spawners has increased.

This view only accounts for the limited information available through 2004. Developments since 2004 could have accelerated the recent patterns described.

7.2 Stock status - West

Three ADAPT VPA analyses were conducted using the VPA-2Box software. The first was termed the Continuity run in which the 2002 ADAPT analyses was repeated, except that indices and catches included data through 2004 rather than 2001, as in the 2002 assessment. The indices used in the Continuity run used the same treatments for standardization that were used in 2002, as well. The second run was the Base Case assessment in which data were carried forward through 2004 *and* newer standardization treatments for several of the indices were incorporated (see Section 5). A third VPA was conducted in which it was assumed the boundary of the western Atlantic stock extended eastward to include the central Atlantic (Area 3), termed the Extended Boundary run. This was done by incorporating the Japanese longline catches in the central Atlantic into a western assessment and also incorporating the Japanese longline CPUE index from Area 3. All three assessments used the same parameter specifications for terminal year ages being estimated, age-links in the terminal year, F-ratios and equal weighting of the same suite of indices (with the exception of the inclusion of the JLL Area 3 index for the Extended Boundary run). These specifications were exactly as used for the 2002 assessment.

VPA- Continuity run

Results of the Continuity run are given in **Table 13**. Results are compared to the 2002 assessment for recruitment, fishing mortality rate, and spawning biomass trends in **Figure 32**. The Continuity run indicates higher SSB in recent years and less recruitment variability in the late 1990's than indicated by the 2002 base case. Both of these features are expected given the history of the catches and indices since 2002.

VPA- Base Case run

Results of the Base Case run are given in **Table 14** and **Figure 33**. Results are compared to the 2002 assessment and the Continuity run for recruitment, fishing mortality rate, and spawning biomass trends in **Figure 32**.

VPA- Extended Boundary run

Results of the Extended Boundary run are given in **Table 15**. Results are compared in **Figure 34** to the 2002 assessment Base run for recruitment, fishing mortality rate, and spawning biomass trends.

VPA- Retrospective analysis

A retrospective analysis was completed for the base VPA. The most recent inputs of catch and abundances indices were sequentially deleted from the base case scenario, and the model rerun. The estimates of recruitment were more sensitive to the retrospective removal of data than was the case for the 2002 base VPA, but still did not show a consistent pattern. Compared to the base scenario (including catch and indices data up to 2004), the estimated recruits in 1995/1996 years decreased by about 50% when the model removed data for the last three years (data up to 2003, 2002, 2001) (**Figure 35**, recruits). As was true for the 2002 assessment, the SSB estimates are sensitive to the retrospective removal of data and show no convergence back in time; the longer time series giving higher biomass estimates. Similarly, the longer series give lower estimates of fishing mortality on the most selected age class (**Figure 35**).

Other results - iterative cohort analysis

When catch at age is known with reasonable confidence, the convergence property of backward sequential population analysis provides a powerful tool to reconstruct past estimates stock and fishing mortality at age. In cases where fishing mortality is sufficiently high, F estimates can be expected to converge rapidly towards a stable value. Standard Cohort Analysis equations have been used to iteratively estimate fishing mortality in 2004 as the averages of age specific F in 2002-2003 using West Atlantic bluefin catch at age from 1970 to 2004 for ages 1 to 15+. F on the 15+ group and on age 14 was taken as the average F on ages 10 to 13 in the same year. As in the assessment, M was assumed to be 0.14 for all ages and all years.

To test for convergence, the process was started with assumed F 's in 2004 (Finit) of 0.05, 0.10 and 0.40 for all ages. **Figure 36** below shows that the F -vectors are undistinguishable from one another.

When applied to West Atlantic Bluefin tuna, the approach provided results which appeared unlikely for recent years (squares in **Figure 37**) - fishing mortalities in recent years were increasing steeply on all ages while fishing effort could be considered to have been relatively constant. This could be an indication that catches are missing, i.e. catch at age for given cohorts are decreasing rapidly and the cohort analysis models attributes the decrease in catches to high fishing mortalities.

An alternative explanation could be that catches are in fact missing from the West bluefin catch at age. In order to test for this, the analysis was repeated with the Japanese longline catches in Areas 3 and 4. The results are more consistent with expectations (diamonds in **Figure 37**). This could be interpreted as indirect evidence that the Japanese longline catches in Areas 3 and 4 and the catches in Areas 1 and 2 (the West Atlantic bluefin catch at age) exploit a common group of fish.

Figure 38 shows good agreement between the time trends in F 's at age from the iterative cohort analysis including the Japanese longline catches in Areas 3 and 4 (diamonds) and those from the Group's calibrated assessment (squares) when the Japanese longline catch in Area 3 are included in the analysis.

8. Projections

8.1 Projections – East

During the last decade, there has been an overall shift in targeting towards large bluefin (**Figure 30**). As the majority of these fish are destined for farming operations, their size and age composition are becoming more difficult to determine precisely, which in turn affects the quality of the analyses. Furthermore, also to the detriment of the assessment, TACs are likely inducing under-reporting of overall catches, and size limit regulations may be affecting information on catches of small bluefin. With these factors combined with the lack of reliable historical information for many fleets, the stock cannot be monitored with confidence and therefore severe over-fishing can easily go undetected. The possibility of severe over-fishing in the near future is real given the estimated fishing capacity of all fleets combined (see **Table 4**).

It should be noted that if the overall selectivity pattern has indeed shifted towards larger fish, this should result in improved yield-per recruit levels. For example, the equilibrium yield-per-recruit obtained with the 2003-2004 fishing mortality pattern (**Table 19**) is 25% higher than the value that was computed at the 2002 assessment using the selectivity pattern for 2000. In practice, such changes in yield-per recruit would take many years to

translate into changes in actual equilibrium yield due to the longevity of the species; their realization would also depend on the constancy of recruitment and stability in the selectivity of all fleets combined.

8.2 Projections - West

The Group agreed that it would be useful to provide a short-term outlook on the changes in spawning stock size and yield under various management options. The emphasis would be on determining trends in these factors over the time until a new assessment might be commissioned. Therefore, the Group agreed that five year projections would be most appropriate. It was also agreed that future recruitment levels are likely to be similar to the levels exhibited in the recent past. Moreover, more than five years would be required before changes in regulations resulted in appreciable changes in spawning biomass. Accordingly, future recruitment was assumed to fluctuate between the levels estimated by the VPA between 1976 and 2001 (see Section 7.2) rather than as a function of spawning biomass. Results were examined to elicit five-year trends and to compare to benchmarks.

Specifications

The projections for the western stock were based on the bootstrap replicate fishing mortality-at-age and numbers-at-age matrices (without bias correction) for the corresponding base-case assessment. The Group agreed to focus on short-term (5-year) projections. The full technical specifications for the projections follow those given in the Report of the 2002 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Anon. 2003a) except as noted below.

Recruitment was assumed to follow the pattern estimated for the years from 1976 to 2001. As in previous assessments, the recruitment estimates for the last three years were deemed to be less reliable and were excluded. Previous assessments considered two-line and Beverton-Holt spawner-recruit relationships for long-term projections; however the Group felt it was more appropriate to base short-term projections on the recruitment estimates themselves rather than a functional relationship estimated from them. Recruitment variability was simulated by randomly re-sampling the recruitment estimates from 1976-2001. The recruitment values from the VPA for 2002-2004 were replaced with the 1976-2001 average. Numbers- and fishing mortality-at-age for ages 1-3 at the start of 2004 were therefore re-calculated by projecting these generated recruitments forward under the known catches-at-age.

Partial recruitment (which combines the effects of gear selectivity and availability of fish by age) was calculated from the normalized (re-scaled) geometric mean values of fishing mortality-at-age for the years 2001-2003.

The catch for 2005 for the base-case projections was assumed equal to preliminary estimates of 1,766 t. The catch for 2006 was assumed to be equal to the current quota of 2,700 t. For years beyond 2006, projections were continued using various levels of constant catch to the extent that such constant catches were consistent with population abundance. To this end, the fully-selected F was constrained not to exceed 2.0 yr^{-1} . In addition, projections were made assuming constant fishing mortality rates at $F_{0.1}$, F_{MSY} (taken as F_{max} in this case) and current F .

Results

Effects of 5-year projections through 2009 on SSB and F_{8+} for constant catch projections of 0, 500, 1000, 1500, 2300, 2500, 2700 and 3000 t are shown in **Figure 39**. Additionally, a projection was made using current F (2005 catch as specified, 2006-2009 at current F levels) and is also included in **Figure 39**. The associated benchmarks are given in **Table 16**.

The short-term outlook from these analyses does not suggest major changes in abundance at catch levels near the current quota. However, it should be recognized that it is unlikely that any short-term changes would manifest themselves clearly within this time frame.

Alternative weight at age

At the meeting, length (FL) and weight (kg, round weight) data from individual fish caught in the 2005 Canadian Gulf of St. Lawrence fishery were presented that were inconsistent with the length-weight relationship used by the SCRS for projections (**Figure 40**), with observed weights generally being less than predicted. These observations were consistent with reports from other fisheries in the range of western bluefin tuna, including the Gulf of Maine and North Carolina fisheries.

If this trend towards lower weight at age persists and occurs throughout the population, then higher fishing mortalities than expected might be realized in order to achieve given catch biomasses. After examining the results of an additional five year projection involving a different length-weight relationship, the Working Group concluded that the discrepancy observed in the 2005 was not likely to result in a major (>10%) difference in population parameters such as SSB.

Effect of closures

A Commission Working Group to Develop Integrated and Coordinated Atlantic Bluefin Tuna Management Strategies had requested advice on: (a) the impact of closure of the fishery in the west (Areas 1 and 2) for the first half of the year, (b) a removal of the existing mid-Atlantic boundary, and (c) these measures in combination.

This request was addressed first in the context of the impact on the population of bluefin in Areas 1 and 2 treated as an isolated stock and was considered in two ways.

The first of these considered the impact of no fishing by any nation in this period, under the assumption that the pattern and extent of fishing in the balance of the year remained unchanged. Over the most recent ten-year period for which data are available (1995 to 2004), the proportion of the catch by weight taken in the first half of the year has varied between 5% and 32% with an average of 17%. This average reduction in the current TAC (of 2,700 t) would amount to an annual catch of about 2,240 t. **Figure 41** compares deterministic spawning biomass projections under such a catch (over the second half of each year) with those for 2,700 t caught over each full year as at present. Over the next five years, this change would result in an increase in spawning biomass of some 9%.

This result should be viewed bearing in mind that it is likely that the level of fishing would increase to some extent in the second half of the year were fishing terminated in the first half, so that the increase in spawning biomass in practice would not be as great as indicated above. Furthermore that calculation assumes selectivities by age for the various constituent fisheries in the west to be the same throughout the year. Any differences would change the result given above to some extent, but it is not possible to conduct the associated calculations as current assessments for the west make no allowance for the selectivity patterns of fisheries changing during the course of a year.

The second way the request was considered was based on the interpretation that a core aim of the suggested closure was to reduce the impact of fishing on large fish to improve the level of spawning biomass. This was addressed by first computing the maximum effects that could be achieved by such a strategy, which would follow from a complete elimination of fishing mortality on older fish. This was investigated for two alternative approaches: a) maintaining the annual TAC (to the extent possible) at 2,700 t by increasing the fishing mortality on younger fish, and b) maintaining the fishing mortality on these younger fish at the average 2001-2003 level, with a consequent immediate decrease in catch. Computations were carried out for an elimination of fishing mortality both on 10+ and on 8+ fish.

Figures 42 to 45, respectively, compare projections for spawning biomass, immature biomass, annual yield and fishing mortality (on 7-year old bluefin) for the base case and these four scenarios for the elimination of fishing mortality on older fish. For approach a) of maintaining the current TAC, the strategy of protecting older fish does achieve an increase in spawning biomass during the next five years by some 26% for the case where 8+ fish are protected. However this is at the expense of an appreciable reduction of the biomass of immature bluefin (77%) over this period, which necessitates a substantial (probably impractical) increase in fishing mortality, to the extent that it soon becomes impossible to maintain an annual catch of 2,700 t.

Clearly this appreciable reduction in the immature biomass, accompanied by an inevitable increase in fishing mortality on smaller fish (age 7 and below) to continue to attempt to catch the current TAC will in due course feed through to impact the spawning biomass negatively. An indication of the longer-term consequences is provided by consideration of the changes to MSY (at current recruitment levels) and the spawning biomass at which this is achieved. These and corresponding per-recruit values are shown in the table below, though it should be noted that they are based on the assumption that recruitment remains at its average level during the period 1976-2001.

	<i>Current selectivity</i>	<i>No F on 10+</i>	<i>No F on 8+</i>
MSY (current R) (t)	3200	2000	1500
SSB at MSY (t)	16100	9200	8900
Y/R at MSY (kg)	42.3	26.8	19.9
S/R at MSY (kg)	213	121	117

It is clear from this table that changing the fishing selectivity pattern to avoid larger fish offers no long-term benefits in respect either to yield per recruit or to spawning biomass per recruit.

However, if this elimination of fishing mortality on older fish was achieved using approach b) of maintaining the fishing mortality on younger fish at the current level, a considerably greater increase in spawning biomass would be achieved in both the shorter and longer terms (e.g. 36% in the next five years for protection of 8+ bluefin; see **Figure 42**), though this would be at the expense of lower catches, which drop below 1,000 t for the next five years and beyond given protection of 8+ bluefin (see **Figure 44**).

Closures in the west intended primarily to reduce the mortality on larger fish would have lesser impacts than the extremes reported above. These extremes reflect a small increase in spawning biomass in the short term if the current TAC is maintained. This increase is larger if the current fishing mortality on smaller fish is maintained, but catches decrease appreciably. In the longer term, both approaches would lead to utilization of the resource considerably inferior to the maximum possible in terms of yield per recruit.

It is difficult to address the effects of the component of these requests related to removal of the existing mid-Atlantic boundary because of insufficient information on how distributions of fishing might change in response to such a regulatory modification, and on the extent of mixing of fish of western and eastern origin. This latter deficiency arises from uncertainties in the VPA assessments, particularly those for the east plus Mediterranean. However, since the catch in the western Atlantic is relatively small compared to the catch in the eastern Atlantic plus Mediterranean, the potential impact of removing the line on the east will be relatively small. On the other hand, should a large amount of effort and catch be shifted from the eastern Atlantic to the central Atlantic and toward the coast of North America, the negative impact on abundance of fish in the western Atlantic, including western Atlantic spawners, could be severe.

8.3 Evaluation of management alternatives - East*

8.3.1 Considerations about the resolution of data

In order to provide an improved basis for evaluation of the possible effects of different management options on resource and fishery status, high spatial and temporal resolution catch at size data (coming from the many substitutions, see Section 8.3.2 below) from representative fleets in the eastern Atlantic and Mediterranean were used to estimate the temporal distribution of the recent (2000-2004) catches of juvenile (<130 cm FL) and spawning size (>130 cm FL) bluefin in the eastern Atlantic and Mediterranean. **Table 17** provides the monthly distribution of catches estimated by size category and area.

These data indicate that catches of juvenile fish in the Mediterranean represent about 46% of the recent total for the eastern Atlantic and Mediterranean and about 60% of the spawning sized fish total. Conversely, catches in the eastern Atlantic account for 54% of the recent total juvenile catch and 40% of the spawning sized fish catch.

In the Mediterranean, nearly 60% of the total catch of spawning sized fish occurs during the months of May-July while about 36% of the total catch of spawning sized fish occurs in the eastern Atlantic mainly during the months of August-December. From the Mediterranean, catches of juvenile fish during May-July represented about 18% of the total juvenile fish catch. While from the East Atlantic, catches of juvenile fish during August-December represented about 30% of the total juvenile catch. Note, however, that the potential strong underreporting in the Mediterranean (see Section 4) is likely to underestimate the percentages of catch of both juveniles and spawners, occurring in the Mediterranean. Assuming that catch in the Mediterranean is about

*Analyses were updated during the species group meeting on the base of improved catch-at-size data. Results are presented as an Annex to the Report.

43,417 t, more than 70% of the total catch of spawning sized fish would occur in May-July in Mediterranean, instead of 60%.

Based on the patterns shown in **Figure 46**, it is apparent that there are potential benefits to the stock associated with reductions in catches of both juvenile and spawning sized fish with time-area closures of various durations and in different areas. Regarding the increasingly high level of fishing during the spawning season in the Mediterranean Sea, the Group gave more attention to time/area closure options to protect spawners. In general, the Group holds the opinion that the potential for positive impacts on the stock would be enhanced by larger areas and longer time periods for closure because of the highly migratory nature of the stock and the mobility of the fleet, which are both factors that could undermine potential gains from small area and short time period closures.

The potential for long-term benefit to the stock and the fisheries was evaluated for a selected set of time and area closures identified by the Group on the basis of the information in **Figure 46** and also in combination with other management options. These results are discussed below.

8.3.2 Specific time and/or area-closure and minimum size evaluations

For the purpose of evaluating different time/area closures, it was necessary to construct a catch-at-age dataset by gear type, month, and area. Doing so requires making many more substitutions than in creating the typical catch-at-age matrix (which is stock-wide and aggregated by year) because catch and Task II data are not reported to ICCAT at the required level of detail (see **Table 18** and **Figure 47**). For this reason, the analyses presented here should be considered as preliminary ones because the data need verification before the analyses are revisited at the September 2006 Species Group meeting.

Four types of analyses were carried out: (a) The effect of different time periods used as the basis to define the fishing mortality vector; (b) evaluation of alternative minimum sizes and closures using the estimated fishing mortality vector for 2003-2004 as the reference level; (c) effect of a tolerance level and/or implementation error for minimum size regulations; (d) effect of implementation error and/or fishing effort re-distribution in time/area closures.

a) Sensitivity runs for different reference periods and fishing mortality vectors.

Different options were considered for the yield per recruit analyses. First of all, the 1990-1994 reference period was considered and the fishing mortality estimated by the VPA for that period during the 2002 stock assessment was used (see SCRS/2006/074). Alternatively, the new fishing mortality vector estimated for the most recent 2003-2004 period was used (see Section 7.1). A third fishing mortality vector was constructed based on assumptions about underreporting for different gears, so that the total catch equalled 43,000 t in the Mediterranean (*i.e.*, the average capacity estimate made by the Working Group) and about 50,000 t for the stock as a whole. The three fishing mortality vectors used are shown in **Figure 48**. In all cases, the new catch at age by gear, area and month (following the new substitution rules adopted in Anon. (2005)) was used to compute the catch ratios by gear in the different scenarios. Main gears considered were purse seine Mediterranean (PSmed), longline Mediterranean (LLmed), others Mediterranean (OTmed), longline east (LLeast), baitboat east (BBeast), others east (OTEast).

The scenarios considered for these sensitivity analyses were:

Case	Management measure
1	Base case
2	Protect age 1
3	Protect age 2
4	Close the Mediterranean in June-July
5	Close the east Atlantic and Mediterranean in June-July
6	Protect age 1 and close the Mediterranean in June-July
7	Protect age 1 and close the East Atlantic and Mediterranean in June-July
8	Protect age 2 and close the Mediterranean in June-July
9	Protect age 2 and close the east Atlantic and Mediterranean in June-July
10	Close the Mediterranean in May-June-July

The results of the sensitivity analyses are summarized in **Table 19**. Both the current and the 1990-1994 fishing mortality values are above the fishing mortality needed to achieve maximum yield per recruit ($F_{mult}^1 = 0.62$ and 0.29 respectively). Because the fishing mortality values increased between [1990-1994] and [2003-2004], the equilibrium yield per recruit under current F is lower than the one that would be obtained by keeping the 1990-1994 fishing mortality (10.78 kg vs. 10.92 kg), and the different management measures have a greater impact with respect to status quo. In the scenario with the “inflated” fishing mortality to consider underreporting, the long-term yield is even lower (9.96 kg) and the benefits of management measures are higher with respect to status quo.

Figure 49 shows the transitional effects for the different gear types under the three fishing mortality vectors that are being tested. The benefits and losses for different fisheries are much more pronounced under the 2003-2004 fishing mortality vector (with or without underreporting) than they are with the F vector for 1990-1994. The Group decided to test various other management measures using the 2003-2004 F vector without underreporting.

b) Effect of potential management measures on yield per recruit

The effect of potential minimum size regulations (10 kg or 25 kg), area closures (Mediterranean or Mediterranean and east Atlantic), time closures (May-July, June-July or June-September) and gear closures (purse seine or all gears), as well as different combinations of them, were computed using the 2003-2004 fishing mortality vector without underreporting. **Table 20** and **Figures 50 and 51** show the results for the different management measures tested, including the fishery-specific effects. In the figures, the 20% SPR level is marked; this reference level has been used as a limit in other fisheries fora.

Closing the whole stock area, eastern Atlantic and Mediterranean, during May-July (either as a unique measure or combined with 10 kg or 25 kg minimum size) showed highest benefits in terms of spawning potential ratio (SPR, expressed relative to virgin spawning biomass per recruit). The scenarios that result in the largest gains in SPR (Cases 2, 5, 9, 11, 22 and 24 in **Figure 52**) provide either modest gains in equilibrium yield or even losses. The rest of scenarios showed gains both in SPR and YPR, although not all scenarios would allow to rebuild the stock above 20% SPR. Lowest YPR benefits would be achieved under the 10 kg minimum size, and highest YPR benefits would be achieved if a 25 kg minimum size was implemented accompanied by a closure of the East Atlantic and the Mediterranean during June-September.

In general, higher SPR levels were achieved under area closures (Cases 5 and 6) than with minimum size regulations (Cases 7 and 20), and higher benefits in terms of SPR and YPR would be achieved under May-July closures (Case 2) than under June-September closures (case 4).

The long-term yield per recruit would increase for longline east and "Other" east under any of the scenarios tested, and YPR for Mediterranean purse seiners would decrease under all but scenarios 7 and 20 (10 kg and 25 kg minimum sizes, with no accompanying measure). Longline and other gears in the Mediterranean would only decrease their yield under some Mediterranean closures (either with closures in the East or with minimum size regulations), for which the yield for eastern baitboats would increase (**Figure 53**).

Figure 54 shows the fishery specific transitional effects of the different management regulations tested. The results are shown for the first 10 years after the regulation comes in place. Longer simulations showed that the effects stabilize after around 15 years.

c) Implementation error and/or tolerance for minimum size regulations.

Minimum size regulations can induce implementation error for various reasons such as discarding from by-catch fisheries, underreporting, etc. The effect of implementation error or tolerance levels of minimum size regulations on YPR or SPR is illustrated in **Figure 55**. Minimum sizes between 10 and 50 kg were considered using the 2003-2004 reference F vector. The figure illustrates tradeoffs between tolerance and minimum size. For example, a perfectly-implemented 50 kg minimum size could increase SPR three-fold, but this potential gain would be limited to 70% if the tolerance and/or implementation error is 50%. The latter would be roughly equivalent to a perfect implementation of a 15-20 kg minimum size.

¹ In these analyses, F_{mult} is a constant that multiplies the assumed fishing mortality vector. For example, if the F_{mult} to reach Y_{max} is 0.29, it means that the fishing mortality rate for all ages needs to be reduced to 29% of the current level in order to achieve maximum yield per recruit.

d) Effort redistribution in time-area-gear closures.

Time-area-gear closures can induce implementation error for various reasons such as redistribution of effort or shifting of effort to target different sizes of fish. In order to analyze the possible effects of effort redistribution outside time area closures, the June-July closure for the purse seine fleet in the Mediterranean was taken as case study. The yield in June-July for the Mediterranean was set to zero, but it was assumed that 10%-40% of that yield would be taken outside the Mediterranean, with a selectivity targeting juvenile fish primarily.

Results (**Table 21, Figure 56**) indicate that the potential gains in spawning biomass and yield per recruit would partially be foregone due to effort redistribution. Purse seiners in the Mediterranean would have a more modest decrease in yield per recruit than without effort redistribution, but all other gears would reduce their potential gains substantially. The results of this analysis are approximate as they do not consider gear competition effects or local over-fishing due to effort redistribution.

9. Recommendations

The current guidelines and priorities for bluefin tuna research were adopted at the ICCAT Planning Meeting for Bluefin Tuna Research (Madrid, Spain, June 27-30, 2005) (Anon, 2006). Research was categorized into four main topics; Basic data, stock structure and dynamics, environmental variability, and population models. The biological data section of this report details the results and ongoing research accomplish up to date. Biological and stock structure research has focus on age validation, genetic structure identifiers, spawning behavior and maturity schedules. The items of the Report of the ICCAT Planning Meeting for Bluefin Tuna Research (Anon, 2006) remain a first priority for research of bluefin tuna.

9.1 Research and statistics - East

Statistics

Available catch and catch-at-size data are woefully inadequate, resulting in little confidence of our estimates of overall fishery catch-at-age. Accurate catch and catch-at-age are the basic building blocks of analytical assessments of resource status and our inability to obtain reliable information on catch and catch-at-age seriously undermines the credibility of conducting analytical evaluations of stock status which rely on this information.

- a) The Group continues to recommend that the Commission ensure that the ICCAT Secretariat be provided timely with reliable and complete datasets on catch, effort (including vessel capacity), size in the format requested. These obligations are considered a minimum standard as they are clearly stated in the ICCAT Convention, FAO's Code of Conduct for Responsible Fisheries, as well as the UN Implementation Agreement. The credibility of conducting reliable analytical evaluations of stock status primarily depends on the availability of such basic information.
- b) The considerable uncertainty about the catches has been repeatedly raised for more than a decade, but the uncertainty continues to increase due to: (1) a probable increase in the level of unreported catches following the imposition of quotas, and (2) the development of bluefin tuna farming. Although recent progress has been noted in the last two years, the Group continues to be highly concerned with his inability to accurately track catches, catch at size, origin of catches and fishing effort expended on fish that are farmed in cages due to lack of data. The Group recommends that efforts be reinforced to improvement through the implementation of observers on board and on cages and modification of logbooks to report details on fish transferred to cages, including size, origin of the catch, time spent in the cage in ICCAT standard format.
- c) The Working Group to Develop Integrated and Coordinated Atlantic Bluefin Tuna Management Strategies has recommended the examination of several alternative management options, such as multi-annual management plan or time/area closures. However, such studies imply the availability of spatially and temporally disaggregated catch-at-size (i.e., monthly catch-at-size by 5°x5°), which are generally not reported to ICCAT Secretariat, especially regarding the Mediterranean fisheries. Therefore, the Group strongly recommends that the contracting parties report such information for the coming and past years, otherwise the group will not be in position to assess such alternative management options.

Research

- a) In addition to the need for improvement in basic catch statistics, the Group continues to endorse the research directed at spawning site fidelity, migration paths and population structure. Therefore it is recommended to reinforce tagging activities, especially by archival and pop-up tags, as well as genetic and microchemistry studies on both juvenile and adult fish in the eastern Atlantic and Mediterranean.
- b) It is recommended to update biological parameters and do new studies on growth, maturity, fecundity, reproduction and other biological information in order to be able to use it in the next assessment and put some light in the differences in these biological parameters between east and west stocks.
- c) The collection of fishery-independent data on Mediterranean bluefin abundance via larval and aerial surveys should be continued and encouraged in order to develop long-term fishery-independent indices for stock assessment and to compensate the lack of CPUE from Mediterranean purse seiners.
- d) It is recommended that the standardization of the CPUE index by age for the Spanish and Moroccan traps and Bay of Biscay bait boats be further investigated.

9.2 Research and statistics - West

The Group recommended adding the following recommendations based on the research reported at this meeting:

- 1) The Group recommended continuing the efforts for updating and reviewing the current age-growth model functions for bluefin. The Group suggested incorporating estimates from the bomb radiocarbon age validation research into the age-growth updates, and increasing the number of samples, size range and area distribution of samples used.
- 2) The Group recommended extending the research on maturity and spawning behavior of bluefin, in particular associated with skipping-spawning and overall contribution to spawning by age classes.
- 3) The Group suggested reviewing and updating maturity at size/age relationship for west bluefin in the next assessment.
- 4) The Group also recommended revising and standardized methodologies and procedures for assessing maturity status of bluefin between different scientific participants.
- 5) Recognizing that there has been substantial recent progress in studies pertaining to otolith microconstituent analysis, satellite archival tagging and genetics that could provide more reliable data for input for model to estimates of mixing among areas, the Group recommended that a meeting of such experts be convened to develop a consensus on such data.
- 6) The Group recommended monitoring of length-weight data through all fisheries to assess whether trends seen in some fisheries (i.e. Canadian Gulf St. Lawrence) are widespread, and if so re-evaluate the length-weight relationships used for assessment analysis.
- 7) The Group recommended evaluation of genetic methods for identifying the number of stocks of bluefin tuna and for estimating the proportions of these stocks present in areas of mixing. The specific methods used both to extract and to analyze the genetic data presented in (SCRS/2006/089) should be evaluated for robustness.

The following recommendations appeared in the latest Detailed Reports for Western Bluefin Tuna (Anon. 2003 and Anon. 2001). The work associated with these recommendations is not yet complete, or is ongoing in nature. Given the importance the Group attaches to these recommendations, they are reiterated here as research topics of importance.

- 1) The structure of the population model could be improved on. In particular, future research should focus on developing statistically-based models that are robust to bias and variability of the estimates of F ratios, estimate absolute abundance of large fish (or at least bounds on these estimates), and are robust to mis-reporting of catch and to mis-ageing of the catch.

- 2) Issues associated with spawning site fidelity, migration paths, and mixing is amongst the most important of the uncertainties in the assessment and management of Atlantic bluefin tuna. Specific areas of research that could significantly advance our knowledge in this area are given below:
 - a) The Secretariat has tried to bring the ICCAT Tagging Database up to date. All entities should be encouraged to submit mark-recapture information in a timely manner. Investigators using electronic tags should be encouraged to submit at least all release and end-point data to ICCAT, in particular date, location and size/weight at release and recapture.
 - b) National scientists should be encouraged to resolve some of the biological uncertainties that have been of major concern in the past, including: (i) the development of new area specific growth curves using recent data for the west, the eastern Atlantic, the central Atlantic and the eastern and western Mediterranean; (ii) age at maturity ogives for these same areas; and (iii) model age-specific natural mortality rates in VPAs and standardize among all areas if indicated.
 - c) National scientists should be encouraged to continue genetic and chemical studies that may resolve some stock mixing issues. In particular, more precise marks are needed to quantify mixing rates in the areas identified by the Group.
- 3) The Group recommended that the fishing authorities, fishing institutes, national statistical institutions, and individual scientists in ICCAT and Cooperating Parties/Entities/Fishing Entities provide the ICCAT Secretariat with reliable data on catch, effort, and size in the format requested, and on as fine a scale as possible. These obligations are considered as minimum standard as they are clearly stated in the ICCAT Convention, FAO's Code of Conduct for Responsible Fisheries as well as the UN Implementation Agreement (UNIA).
- 4) The Group recommended that efforts be made to provide estimates of uncertainty (e.g., coefficients of variation) for statistics (e.g., landings, discarded catch, and other forms of fishery-induced mortality) which are estimated from sampling surveys.
- 5) The Group endorsed the recommendations of the Fifth Meeting of the Ad Hoc GFCM/ICCAT Working Group on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean Area (Sliema, Malta, September 11 to 15, 2000) (Anon. 2001a). In particular, the Group supported the recommendation for an inter-sessional meeting to review and integrate research results as they relate to biological mechanisms and how they should be best addressed in stock assessments (including the implications of possibly different growth rates). Participation should include scientists from the East and West Atlantic and Mediterranean, as well as global experts. There is a strong need to move from an opportunistic to a broad-scale design based program. The need for dialogue between scientists and managers was also highlighted as these new research results point to the need to rethink both assessment and management approaches.
- 6) The Group recommended a more complete exploration of the tagging database to generate testable hypotheses about migration paths by age and area of origin. More formal and statistically rigorous incorporation of tagging data (e.g. Porch *et al.*, 2001) into assessment models should be further explored.
- 7) The Group recommended that extensive maturity studies already underway be continued in the east and West Atlantic and Mediterranean. This should be a priority as a difference in the age of maturity would be compelling evidence for two or more biological stocks. In addition, satellite tagging results showed fish of spawning age in the central Atlantic at the time which they would be expected to spawn, which should be investigated.
- 8) The Group recommended that alternate assessment approaches, such as CATCHEM (Porch *et al.*, 2001a) that allow for errors in the catch at age, be further developed for more extensive use at meetings in the near future. This has broad implications (not just for assessment results) in the way data are reported by national scientists and retained by ICCAT and this should be addressed (e.g., the actual size frequency observations used to estimate the catch at size for the various fleets).
- 9) The Group recommended that existing assessment software be modified to account for changes in the age and size composition of the plus group as stock abundance changes, where this has not already been done.

10. Other matters

Document SCRS/2006/080 gives a personal overview from a tuna expert on the East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna assessment and the crucial uncertainties related to catch and effort data existing in the ICCAT database, particularly related to purse seine and farming data, making, from the author's viewpoint, the current stock assessment impossible to conduct. This document addresses other issues in consideration, such as biological and ecological information, and overcapacity of the bluefin tuna fishing fleets. It also stresses the lack of clarity of the recent SCRS reports on bluefin tuna regarding the gravity of the ICCAT difficulties in its statistics, research and assessment for this species. The author concludes that there is an urgent need to promote firm and well-applied precautionary management measures.

11. Adoption of the report and closure

The report was adopted by the Group and the meeting was closed.

References

- ANON. 2001. Report of the ICCAT SCRS West Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, September 18 to 22, 2000). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(3): 831-958.
- ANON. 2001a. Fifth Meeting of the Ad Hoc GFCM/ICCAT Working Group on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean Sea (Sliema, Malta, September 11 to 15, 2000). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(2): 590-684.
- ANON. 2002. ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Madrid, Spain, September 3 to 7, 2001). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(2): 261-352.
- ANON. 2003. Report of the Sixth GFCM-ICCAT Meeting on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean (Sliema, Malta, April 15 to 19, 2002). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(1): 1-84.
- ANON. 2003a. Report of the 2002 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, July 22 to 30, 2002). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(3): 710-937.
- ANON. 2005. Report of the 2004 ICCAT Data Exploratory Meeting for East Atlantic and Mediterranean Bluefin Tuna (Madrid, Spain, June 1 to 4, 2004). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(2): 662-699.
- ANON. 2006. Report of the 2005 ICCAT Planning Meeting for Bluefin Tuna Research (Madrid, Spain, June 27 to 30, 2005). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 59(3): 717-749.
- CORT, J.L. 1991. Age and growth of the bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.) of the northeast Atlantic. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 35(2): 213-230.
- CRAMER, J. 2003. Standardized catch rates for large bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, from the U.S. pelagic longline fishery in the Gulf of Mexico and off the Florida east coast. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(3): 1115-1122.
- DI NATALE, A., A. Mangano, A. Asaro, B. Bascone, A. Celona, M. Valastro, R. Vassallo Ajus. 2006. Bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.) catch composition in the Tyrrhenian Sea and in the Strait of Sicily in 2004. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 59(3): 829-842.
- ICCAT. 2006. Report of the 3rd Meeting of the Working Group to Develop Integrated and Coordinated Atlantic Bluefin Tuna Management Strategies. In Report for Biennial Period, 2004-05, Part II(1): 99-111 (English version).
- ITOH, T. 2006. Sizes of adult bluefin tuna, *Thunnus orientalis*, in different areas of the western Pacific Ocean. *Fisheries Science*, Vol. 72(1): 53-62.
- PARRACK, M.L., P.L. Phares. 1979. Aspects of the growth of Atlantic bluefin tuna determined from mark-recapture data. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 8(2): 356-366.
- PORCH, C.E., S.C. Turner, J.E. Powers. 2001. Virtual population analysis of Atlantic bluefin tuna with alternative models of transatlantic migration: 1970-1997. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(3): 1022-1045.
- PORCH, C.E., S.C. Turner, G.P. Scott. 2001a. Updated catch-at-age analyses of west Atlantic bluefin tuna 1960-1997. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(3): 1052-1066.

Update on the effect of potential management measures, using YPR analyses

For the yield per recruit (YPR) analyses, a catch at age matrix by main gear (purse seine, longline, baitboat and others), by area (east Atlantic and Mediterranean) and month was built, consistent with 5°*5° catch estimates available in CATDIS and Task I. It should be stressed that the construction of such (otherwise ordinary) database has taken a lot of time (several days) to both the secretariat and the SCRS scientists because of the poor quality of the catch data in the east Atlantic and mostly Mediterranean Sea, which has led to several substitution trials. The SCRS presented here its best estimate of monthly catch by area and gear regarding the available information at ICCAT secretariat.

The YPR analyses were based on the 2003-2004 catch (**Annex Figure 1**). The same growth function and the same natural mortality vector as assumed for the VPA calculations since 1998 were used for the YPR analyses. The selectivity vector has been computed from the 2003-2004 fishing mortality vector estimated by the VPA runs done in June and without considering underreporting. In essence, these analyses are the same as those done in June, but the dataset differed substantially (because of changes in the substitution rules) and some scenarios have been added. Estimates of long-term potential yields, that may be seen as proxies of MSY (under assumptions of constant recruitment and selectivity patterns) have been calculated for some scenarios.

The effect of potential minimum size regulations (10kg or 25 kg), area closures (Mediterranean or Mediterranean and east Atlantic), time closures (June, June-July, May-June-July or June-July-August-September) and gear closures (purse seine or all gears), as well as different combinations of them, were computed. **Annex Table 1** and **Annex Figures 2, 3** and **4** show the results for the different management measures tested. In the figures, the 20% SPR (Spawning Potential Ratio, as ratio between equilibrium spawning biomass per recruit and virgin spawning biomass) level is marked (this reference level has been used as a limit in other fisheries fora), as well as the 1970 reference level (which correspond to the first year of the time series on which VPA is run).

Results in **Annex Figure 2** and **Annex Table 2** have been classified according to the SPR and the F/Fmax ratio. Cases where SPR is below 20% and F/Fmax is below 1 are colored in red (dark shading), the ones where SPR is above 20% and F/Fmax is below 1 are colored in yellow (light shading) and the ones where SPR is above 20% and F/Fmax is above 1 are colored in green (medium shading). **Annex Table 2** also provides short-term and long-term yields that are expected under scenarios for which %SPR (spawning potential ratio) relative to virgin biomass is > 20%. **Annex Figure 5** shows the fishery specific transitional effects of the different management regulations tested.

The base case (or status quo, SQ) represents the status of the stock in the long-term, under the current (2003-2004) fishing mortality pattern derived from implementation of current management measures (closing June-July for Longline and mid July-mid August for purse seiners in the Mediterranean, 6.4 minimum size). Note that the effects of the 10 kg size limit in the Mediterranean could not be taken into account, as it has been solely enforced in 2005 (a year for which catch data were not reported yet to ICCAT secretariat at the date of the meeting). Under current conditions, there is real risk of collapse for stock and fisheries, being the equilibrium spawning biomass only 6% of virgin spawning biomass per recruit, and the fishing mortality 3.13 times higher than the one needed for getting maximum sustainable yield.

In general, either minimum size regulations alone, or time-area closures alone, would not be enough to reach 20%SPR (red zone, dark shading). The only exceptions to this are broad time area closures (scenarios 15 and 13). Some combinations of size regulations and time area closures proved to be more efficient in terms of recovering the stock.

Among the scenarios with more than 20%SPR but F/Fmax below 1 (yellow zone, light shading), we can distinguish two general patterns: either 10Kg minimum size with 3-4 month time closures or 25kg minimum size with variable gains in SPR and YPR depending on the length and season of the time closures. In general, the longer the closure, the higher the profit, but the May-July closure in general showed higher profits than the longer June-September closure.

Among the scenarios with more than 20%SPR and F/Fmax above 1 (green zone, medium shading), most include 25 kg size limits with closures in the east and Mediterranean for all gears during 3-4 months.

RAPPORT DE LA SESSION D'ÉVALUATION DE 2006 DU STOCK DE THON ROUGE DE L'ATLANTIQUE

(Madrid, Espagne – du 12 au 18 juin 2006)

RÉSUMÉ

La réunion avait pour objectif de réaliser une évaluation du stock de thon rouge de l'Atlantique Est et la Méditerranée et de l'Atlantique Ouest, comme suite à la demande de la Commission formulée dans la [Rec. 04-05] de l'ICCAT. En raison des incertitudes croissantes quant à la capture, notamment de la Méditerranée, le Groupe a obtenu des estimations alternatives de la capacité. Le Groupe a également effectué des évaluations préliminaires de scénarios de gestion qui ont été proposés par la Commission. Ces travaux devraient s'achever lors des prochaines réunions des Groupes d'espèces qui se tiendront du 25 au 29 septembre à Madrid.

1. Ouverture, adoption de l'ordre du jour et organisation des sessions

La réunion s'est tenue au Secrétariat de l'ICCAT à Madrid. M. Driss Meski, Secrétaire exécutif de l'ICCAT, a ouvert la réunion et a souhaité la bienvenue aux participants.

Le Dr J. Powers (Etats-Unis) a assumé les fonctions de Coordinateur général de la réunion ainsi que de Coprésident du stock de l'ouest. Le Dr J-M. Fromentin (CE-France) a assumé les fonctions de Coprésident pour le stock de l'est. Le Dr Powers a souhaité la bienvenue aux participants de la réunion ("le Groupe") et a procédé à l'examen de l'ordre du jour qui a été adopté avec des changements mineurs (**Appendice 1**). Lors de l'examen de l'ordre du jour, le Dr Powers a rappelé aux participants que celui-ci avait été élaboré afin de traiter les objectifs inclus dans le Plan de travail pour le thon rouge pour 2006 (**Appendice 2**).

La liste des participants de la réunion est jointe en tant qu'**Appendice 3** et la liste des documents scientifiques présentés à la réunion est jointe en tant qu'**Appendice 4**.

Les personnes suivantes ont assumé la tâche de Rapporteur pour les diverses sections du rapport :

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
1, 2, 10, 11	P. Pallarés
3	J. Neilson, M. Ortiz, E. Rodríguez-Marín
4	A. Di Natale, J.-M. Fromentin, N. Miyabe, E. Rodríguez-Marín, G. Scott,
5	J. Ortiz de Urbina, Y. Takeuchi, S. Cass-Calay
6	C. Porch, V. Restrepo
7, 8	H. Arrizabalaga, V. Restrepo, J. Powers
9	J-M Fromentin, J. Powers

2. Examen des recommandations du Groupe de travail chargé de développer des stratégies de gestion intégrées et coordonnées pour le thon rouge de l'Atlantique

Le Président du SCRS, M. Gerald Scott, a présenté les conclusions de la 4^{ème} réunion du Groupe de travail chargé de développer des stratégies de gestion intégrées et coordonnées pour le thon rouge de l'Atlantique. La recommandation générale au SCRS était de poursuivre les efforts visant à soumettre à la Commission des réponses aux recommandations issues de la 3^{ème} réunion de ce Groupe de travail, tenue à Fukuoka, au Japon (ICCAT, 2006), en tenant compte du rapport du SCRS sur les échanges du thon rouge. Le Dr Scott a souligné certaines requêtes spécifiques, notamment la soumission d'avis sur l'impact et l'efficacité du programme de gestion pluriannuel actuel et de possibles mesures additionnelles qui pourraient être envisagées afin de renforcer les mesures de gestion actuelles et être bénéfiques pour les géniteurs et/ou les composantes juvéniles des stocks de thon rouge ainsi que la soumission d'avis sur la faisabilité et les implications des différents scénarios de gestion.

Compte tenu du temps limité pour achever l'ordre du jour de cette réunion et de la complexité des évaluations de gestion, le Groupe a décidé, pendant la réunion, de terminer les analyses des évaluations de gestion lors de la réunion du Groupe d'espèces de septembre 2006.

3. Données biologiques, y compris informations de marquage

Six documents ont été présentés, dont trois portaient sur la croissance, deux sur la reproduction et le dernier sur la génétique. Ces trois documents avaient des implications pour l'évaluation du stock et le Groupe a convenu de se concentrer sur l'information incluse dans chaque document, laquelle avait un impact direct sur l'évaluation du stock, tout en gardant à l'esprit les implications plus larges et les besoins supplémentaires en matière de recherche, indiqués dans les documents soumis.

Le Groupe a réitéré l'importance d'examiner et d'actualiser les paramètres biologiques du thon rouge, notamment ceux utilisés dans les évaluations des stocks. Le Groupe a noté les implications des changements potentiels dans les prévisions de la productivité des stocks et du potentiel de rétablissement compte tenu des modifications du poids par âge et de la longueur asymptotique et de l'évolution de la maturité du thon rouge.

Le SCRS/2006/077 faisait état des résultats préliminaires des études portant sur la validité de l'âge du thon rouge d'après des échantillons d'otolithes (cinq poissons) en appliquant les techniques de dépôt de carbone radioactif $\Delta^{14}\text{C}$. On a procédé à la détermination de l'âge des échantillons d'otolithes collectés en 1976 au moyen de trois lecteurs indépendants ; les échantillons du noyau ont été datés par le carbone radioactif $\Delta^{14}\text{C}$. Les résultats de la détermination de l'âge par la lecture des otolithes et datés par le carbone radioactif $\Delta^{14}\text{C}$ suggéraient que les poissons échantillonnés avaient au moins 19-20 ans. Par comparaison, les âges prévus d'après le rapport âge-taille (méthode actuelle pour déterminer l'âge des captures aux fins de l'évaluation) allaient de 15 à 17 ans pour les poissons échantillonnés. Ces résultats, bien que limités par la taille de l'échantillon, donnaient à penser que le modèle de croissance utilisé par le SCRS pourrait surestimer la longueur asymptotique (L_∞) pour la fonction de modèle de croissance appliquée au thon rouge de l'ouest. Si cette conclusion est correcte, de nouvelles recherches seront requises pour mieux déterminer les impacts sur les calculs de productivité de la population et de résistance impliquée par ce résultat.

Le Groupe a suggéré que la détermination de l'âge et la validation de poissons de taille supérieure pourraient fournir des estimations indépendantes de la taille maximale aux fins de l'ajustement des fonctions du modèle de croissance. La longueur asymptotique et le poids du thon rouge sont des paramètres importants, notamment pour estimer la biomasse du stock reproducteur et la productivité du stock. Le Groupe a recommandé de poursuivre la recherche dans ce sens en vue d'obtenir des estimations plus précises de ce/ces paramètre(s) biologique(s). Le Groupe a également indiqué que les changements de la longueur asymptotique et de l'âge pouvaient influencer les estimations de la mortalité naturelle utilisées dans l'évaluation.

On a admis que la condition préalable à une étude de cette nature était que les échantillons devaient provenir de poissons considérés comme étant nés pendant ou vers la période des tests atmosphériques des armes nucléaires. Le Canada est en mesure de disposer d'un ensemble extensif d'otolithes archivés, collectés à partir des années 1970 jusqu'aux années 1980, et dispose donc des échantillons biologiques nécessaires. Le SCRS/2006/077 est le début de la validation de la détermination directe de l'âge, basée sur des otolithes provenant de thons rouges géants.

Le SCRS/2006/079 étudiait la base statistique des différences entre les deux courbes de croissance actuellement utilisées pour les stocks de thon rouge de l'est et de l'ouest, et qui ont été estimées après avoir regroupé plusieurs jeux de données (analyse modale des fréquences de tailles, détermination directe de l'âge d'après les rayons épineux et études de marquage). Les auteurs ont reconstruit les jeux de données qui étaient aussi proches que possible des jeux de données originaux et ils ont mené des tests du rapport de vraisemblance pour examiner si des jeux de données différents supportaient l'application continue de différentes courbes de croissance pour les évaluations du thon rouge de l'est et de l'ouest. Les résultats indiquaient que les différents jeux de données reconstruits (entre les stocks et au sein de chacun d'entre eux) supportaient l'application de courbes de croissance différentes, même si certains de ces résultats ne la supportaient qu'en partie et pourraient être dus aux différences dans les gammes de tailles et d'âges des différents jeux de données. Les auteurs ont recommandé que le Groupe d'espèces sur le thon rouge envisage la révision des courbes de croissance utilisées pour les deux stocks et ils ont encouragé les travaux de recherche sur la validation de l'âge afin de mieux établir des estimations des paramètres du modèle de croissance.

Le SCRS/2006/096 utilisait les données de marquage-récupération obtenues entre 1977 et 2001 dans le Golfe de Gascogne afin d'estimer les paramètres de croissance de von Bertalanffy. En utilisant un modèle permettant une variabilité individuelle de la longueur asymptotique et de l'erreur du modèle, les valeurs estimées étaient $L_{\infty} = 281.9$ cm et $K=0.10$. Un nuage de points des deux paramètres, basé sur le bootstrap, concordait avec les estimations actuelles de Cort (1991). Les auteurs concluaient que ces données de marquage pourraient fournir des informations utiles si la croissance du thon rouge de l'Atlantique Est était réestimée à l'avenir.

L'ajustement du modèle de croissance dans ce document donnait lieu à une estimation de la longueur asymptotique inférieure à celle utilisée actuellement et les effets potentiels du marquage sur la croissance ont été discutés. Les études précédentes avaient conclu à un effet du marquage sur la croissance du thon rouge dans les établissements d'élevage croates, entraînant une réduction de la croissance, mais le traitement des données de marquage-récupération (y compris, seulement, les récupérations de marques après une période en liberté opportune) par les auteurs évitait ces biais. Des questions ont été posées sur l'utilisation du marquage électronique aux fins de l'estimation de la croissance et le Secrétariat de l'ICCAT a prévenu le Groupe que le manque de données sur le marquage électronique dans les bases de données de l'ICCAT pourrait empêcher l'utilisation de cette information aux fins de la modélisation de la croissance.

Le document SCRS/2006/088 indiquait que la présence de certains adultes à l'extérieur des zones de ponte connues, au cours de la saison de frai, pourrait être due à une omission de la fraye (retard de la maturation et fraye non annuelle). En ne réalisant pas la reproduction, un individu peut obtenir des bénéfices en terme de survie et de croissance qui augmentent par une reproduction différée. Sur une gamme d'espèces, l'omission de la fraye a été corrélée positivement avec la longévité. Une gamme de divers types d'omission de la fraye (constante, à un âge plus jeune, à un âge plus avancé, omise ponctuellement et retards de la première maturation) a été modélisée pour la population du thon rouge de l'Atlantique ouest afin de tester ses effets sur les points de référence biologiques de la production d'œufs par recrue (EPR) (prélevés à 20% et 40% EPR dans cette étude). À l'exception de retards extrêmes de la maturation, l'omission de la fraye n'avait un effet que relativement faible sur F_{EPR} , mais l'inverse se produit dans un scénario de pêche de juvéniles (âges 4-7) dans lequel les valeurs seuil de F_{EPR} étaient substantiellement plus basses, ce qui indique qu'une pression de pêche bien plus faible pourrait être soutenue afin de permettre au stock d'atteindre le niveau de référence de EPR. L'auteur concluait que si l'âge de maturation des thons rouges de l'ouest était plus élevé que celui qui est évalué actuellement (c'est-à-dire 10 ans par opposition à 8 ans), les seuils de F_{EPR} pour une pêche de juvéniles-adultes diminuent alors à des niveaux très faibles. Étant donné que l'on connaît le mélange important des juvéniles des deux populations, le rétablissement du stock de thon rouge de l'Atlantique ouest devrait dépendre de limites de tailles minimales suffisamment protectrices qui sont généralement appliquées dans les pêcheries de l'Atlantique Nord et de la Méditerranée.

Le document SCRS/2006/090 analysait les données de fréquence de tailles du thon rouge des flottilles palangrières pélagiques des États-Unis et du Japon dans le Golfe du Mexique. Les analyses ont été réalisées sur les données de poissons capturés entre janvier et juin pour les limiter aux spécimens arrivés à la maturité sexuelle. Les résultats du processus de détermination de l'âge (les deux jeux de données combinés) indiquaient que près de 98% des poissons présents dans le Golfe du Mexique avaient 9 ans ou plus. Avec ces données, les auteurs ont estimé que l'âge à maturité (50% des individus) était de 12 ans environ.

Le Groupe a noté les différentes méthodologies appliquées aux fins de l'estimation de la maturité des populations de l'est et de l'ouest, incluant, respectivement, des analyses histologiques et des données de prise par âge. Il a été suggéré que la sélectivité des engins pourrait partiellement expliquer le faible nombre de thons rouges de moins de 11 ans dans les prises palangrières du Golfe du Mexique, et que, par conséquent, la fraction des juvéniles arrivés à maturité pourrait être plus importante que cela est estimé. On a toutefois signalé qu'un grand nombre de poissons de moins de 215 cm (âge 10) a été marqué électroniquement et qu'aucun d'entre eux n'est entré dans le Golfe du Mexique. Une autre possible explication est qu'il existe des zones de frai différentes pour les petits ou les grands poissons, comme cela est documenté pour le thon rouge du Pacifique (*Thunnus orientalis*) (Itoh 2006), mais aucune zone de frai alternative de ce type n'a encore été trouvée dans l'Atlantique ouest. Le Groupe a également envisagé la possibilité que l'âge à maturité (50% des individus) soit sous-estimé pour les populations de l'est car il se base, dans une grande mesure, sur des analyses histologiques de poissons déjà présents dans les zones de frai. Les données de marquage électronique suggèrent qu'une certaine fraction des poissons de l'est, censés être arrivés à maturité, ne pénètrent pas en Méditerranée pendant la période de frai (SCRS/2006/088).

La sous-division de la population de thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus thynnus*) a été étudiée par le séquençage de 860 paires de bases de la région de contrôle du génome mitochondrial (SCRS/2006/089). Au

total, 160 échantillons obtenus des zones de ponte connues du Golfe du Mexique et de la Méditerranée ont été analysés. Les populations de thon rouge du Golfe du Mexique et de la Méditerranée se sont avérées être génétiquement différentes en se basant sur Φ_{st} , l'analyse du plus proche voisin et l'analyse de la variance moléculaire (AMOVA), étayant ainsi l'hypothèse que ces deux principales zones de ponte constituent des stocks indépendants. Ces données concordent avec les études de marquage électronique qui indiquent des trajets migratoires distincts pour les populations de reproducteurs du Golfe du Mexique et de la Méditerranée. Des poissons individuels ont été observés migrant dans le Golfe du Mexique, lors de la période de frai, pendant 3 années consécutives. Des poissons porteurs de marque ont été observés migrant en Méditerranée, lors de la période de frai, pendant 4 années consécutives. D'après les observations, aucun poisson marqué n'a omis la fraye au cours des années postérieures à la première année de ponte et aucun spécimen n'a été observé allant à la fois dans le Golfe du Mexique et en Méditerranée. La grande fidélité aux mêmes zones de ponte pendant plusieurs années, conjointement avec la présence d'une sous-division génétique parmi les zones de ponte, donne à penser que le thon rouge de l'Atlantique montre une fidélité au site natal aux fins de la reproduction.

3.1 Résumé

Nos connaissances de la biologie du thon rouge se sont améliorées mais le comportement complexe de cette espèce implique que de nombreux travaux de recherche doivent encore être menés dans ce sens. A la présente réunion, le Groupe s'est concentré sur les changements potentiels de la productivité du stock, en ce qui concerne les paramètres actualisés de croissance et de maturité qui diffèrent de ceux utilisés précédemment. Le Groupe se montre également préoccupé par la question des échanges, identifiée dans les documents précédents du SCRS, et en particulier, par l'impossibilité de quantifier la nature et l'ampleur des échanges aux fins de leur utilisation dans les modèles d'évaluation. Reconnaisant que les connaissances quantitatives des taux d'échange représentent un aspect important des modèles d'évaluation, qui tentent explicitement de décrire la dynamique des stocks de poissons migratoires, il est nécessaire d'intégrer les progrès réalisés récemment dans les analyses des micro-éléments des otolithes, du marquage à l'aide de marques archives et de la génétique dans les processus d'évaluation de la gestion et de l'évaluation des stocks.

4. Données de capture, y compris fréquences de tailles et tendances des pêcheries

4.1 Tendances des pêcheries – Est

Plusieurs documents traitant des pêcheries, des données sur les pêcheries et des CPUE ont été présentés à la réunion. Les résumés des opinions des auteurs exprimées dans les documents relatifs aux tendances des pêches sont présentés ci-après.

Le document SCRS/2006/070 incluait une actualisation des activités de la pêche turque de thon rouge entre 2002 et 2005. Les données sur les prises totales et les fréquences de tailles ont été soumises, conjointement avec les valeurs de CPUE calculées pour le nombre total de jours en mer, et devraient être transmises prochainement au Secrétariat de l'ICCAT.

Le document SCRS/2006/093, élaboré par le Secrétariat de l'ICCAT, documentait les travaux préparatoires réalisés avant la réunion afin de préparer les données de prise par taille et de prise par âge pour l'évaluation du stock de thon rouge.

Le document SCRS/2006/095 décrivait les pêcheries espagnoles ciblant le thon rouge et incluait une révision des données de capture et de prise par taille obtenues par la flottille espagnole de canneurs et à la ligne traînante dans l'Atlantique de 1975 à 2002.

Le document SCRS/2006/099 présentait une description des pêcheries marocaines ciblant le thon rouge ces 10 dernières années, y compris la prise, l'effort, la taille et certains paramètres biologiques.

Des scientifiques du World Wildlife Fund (WWF) ont assisté à la réunion en qualité d'observateurs. Des informations relatives à l'estimation des récents niveaux de capture potentiels en Méditerranée, incluses dans un document élaboré par le WWF, intitulé "*The plunder of BFT in MED and EA 2004_2005*," ont été présentées par l'auteur. Le Groupe a noté que ce document traitait en grande partie de questions qui n'étaient pas scientifiques et il a décidé de se concentrer uniquement sur les estimations de la prise totale communiquées dans le document. Ce document incluait un grand volume d'informations commerciales et de données relatives à l'engraissement, qui ont été utilisées par les auteurs afin d'estimer, de diverses façons, le volume total des prises de thon rouge de

la Méditerranée pour 2004 et 2005. Toutes les prises estimées par le WWF dépassaient dans une large mesure les prises déclarées à l'ICCAT pour 2004. Les discussions sur les méthodes appliquées et les résultats donnés dans le document ont surtout été consacrées à la vérification des sources d'information et à la recherche d'une nouvelle élaboration des méthodologies utilisées aux fins de l'estimation des potentiels de capture. Dans les évaluations précédentes du thon rouge, le SCRS avait déjà considéré une déclaration erronée de la même ampleur environ que celle identifiée dans le rapport du WWF pour des périodes un peu plus antérieures.

La **Figure 1** montre les schémas des prises de thon rouge par engin sur la base des données de la Tâche I pour 1970-2004. A l'exception des canneurs, tous les autres engins présentaient une tendance croissante des prises. La prise réalisée par les canneurs semble être plutôt stable durant cette période. Les prises réalisées par les engins qui capturent traditionnellement des poissons plus grands (et plus âgés) (palangre et madrague) présentent une tendance décroissante ces dernières années. Les prises déclarées dans la catégorie "autres" engins affichent une tendance à la hausse, ce qui est probablement dû aux prises accessoires réalisées au filet maillant, à la pêche à la ligne à main, au développement accru des pêcheries sportives et récréatives ainsi qu'à d'autres petites quantités obtenues au harpon. La tendance des madragues est affectée positivement par une série de captures record dans la période 1982-2001, tout en présentant une tendance négative ces dernières années. La tendance des prises de la pêche à la senne, principal engin utilisé pour capturer le thon rouge en Méditerranée, reflète la tendance globale de la prise de thon rouge dans l'Atlantique Est et en Méditerranée.

Toutefois, les tendances des pêcheries de la région se distinguent surtout par l'énorme expansion de la flottille des senneurs (PS) en Méditerranée en appui aux activités d'engraissement. Néanmoins, cette caractéristique n'est pas reflétée de façon patente par les prises déclarées de cet engin. En 1997, 200 t de thon rouge de la Méditerranée seulement ont été transférées dans des cages, alors que le SCRS avait auparavant estimé que 20.000 à 25.000 t faisaient l'objet d'engraissement chaque année depuis 2003 (certaines de ces estimations sont prudentes par rapport à celles du WWF, lesquelles totalisent 30.000 t en 2004 et 2005, ce qui semble également possible). Ce gigantesque développement des activités d'engraissement en Méditerranée ces dernières années a engendré le développement concomitant de nouvelles pêcheries de senneurs et une modernisation considérable des flottilles traditionnelles des senneurs. Dans un contexte de surexploitation potentielle, cet inquiétant développement a aussi donné lieu à une énorme expansion spatiale des flottilles des senneurs en Méditerranée, notamment dans le centre et l'est de la Méditerranée, et la pêche au thon rouge occupe actuellement l'intégralité de l'étendue méditerranéenne. Cette situation sans précédent est fort préoccupante car il semblerait que le thon rouge n'ait plus de refuge en Méditerranée pendant la saison de frai.

4.2. Données de capture, fréquences de tailles et tendances des pêcheries - Ouest

La **Figure 2** illustre l'échantillonnage de tailles des pêcheries de l'Atlantique ouest. Actuellement, tous les poissons débarqués commercialement au Canada et aux Etats-Unis sont mesurés. Les pêcheries palangrières japonaises ne sont toujours pas bien échantillonnées aux fins des tailles. On estime que les autres pêcheries sont échantillonnées de la forme opportune.

Le **Tableau 1** présente les données de la Tâche I. Depuis 1981, la prise totale pour l'Atlantique ouest, rejets compris, s'est stabilisée compte tenu de l'imposition des quotas (**Figure 3**). Durant la période 1983-2001, la prise la plus faible s'est élevée à 2.113 t (1994) et la plus élevée à 3.011 t (1988). A la présente réunion, les données de la prise annuelle pour 2002-2004 ont été révisées. Les données au titre de 2005 n'étaient disponibles que pour le Canada et les Etats-Unis, bien que le Japon ait soumis une estimation très préliminaire pour 2005 (302 t) aux fins de son utilisation dans les projections ; ces données étaient cependant provisoires et elles seront actualisées à l'avenir. La prise totale pour l'Atlantique ouest en 2002 (3.319 t) était le chiffre le plus élevé depuis 1981, et ces trois principales nations de pêche indiquaient toutes des prises plus importantes. Après cette année, la prise canadienne s'est stabilisée (500-600 t), tout comme les prises japonaises en 2002 et 2004 (la prise de 2003 a été faible en raison des réglementations). Néanmoins, les Etats-Unis n'ont pas pu pêcher leur quota en 2004 et 2005, avec des prises de 899 t et 717 t, respectivement. Il a été noté que ces nations avaient adopté une année de pêche qui est différente de l'année civile afin de gérer leur quota. Par conséquent, l'application des quotas est suivie par année de pêche et les débarquements annuels pourraient donc ne pas concorder avec les quotas alloués.

4.3 Données de capture – Est

S'agissant de la base de données de la Tâche I de l'ICCAT (*cf.* **Tableau 1**), la prise déclarée a atteint un chiffre record de 50.807 t en 1996 puis a diminué considérablement entre 1997 et 1999 et s'est stabilisée à peu près aux quotas officiels (entre 30.000 et 35.000 t) ces dernières années (**Figure 4**). En 2004, la prise déclarée a totalisé

32.567 t. L'augmentation et la diminution qui a suivi ont surtout concerné les prises de la Méditerranée. Le Groupe n'a pas utilisé le chiffre de capture de 2005 dans les évaluations en raison des données très incomplètes soumises à l'ICCAT au moment de la tenue de la réunion. Il est probable que le volume des prises déclarées soit inférieur aux prises réelles, et ce vraisemblablement dans une très grande mesure.

Le Groupe a de nouveau fait observer que les tendances des captures déclarées pourraient être affectées par les nombreuses révisions des statistiques déclarées pour les années de référence 1994-95, qui ont eu lieu avant l'adoption formelle du système de quota actuel. En revanche, pour les années suivantes, on estime fortement que la prise totale déclarée par pays reflète généralement des valeurs proches du quota plutôt que la prise réelle obtenue par de nombreuses flottilles. La mesure dans laquelle la possible sous-déclaration des prises affecte les tendances réelles des captures, et en particulier l'information de prise par mois, n'est pas clairement déterminée. Le Groupe a dans le même temps noté que cette sous-déclaration depuis l'adoption du programme de gestion basé sur le TAC a aplani la distribution de la prise annuelle déclarée, en réduisant ou même en excluant la possibilité de détecter une variabilité interannuelle ou intra-annuelle dans la période la plus récente. Le Groupe continuait à partager l'opinion exprimée précédemment par le SCRS selon laquelle on a assisté à une sur-déclaration des prises entre 1993 et 1997 puis à une sous-déclaration croissante ces dernières années, notamment depuis 1998.

La **Figure 5** et le **Tableau 2** présentent les prises totales par catégorie d'engin principal dans l'Atlantique Est et en Méditerranée combinés depuis 1970. Ces 20 dernières années, la senne est l'engin prédominant, représentant environ 53% des prises totales déclarées ces 10 dernières années. La prise palangrière représentait environ 21%, la madrague 8,5% environ et la canne 6,5% environ du total au cours de la même période. Les autres engins, c'est-à-dire la ligne à main, le chalut, le filet maillant, le filet dérivant et la pêche sportive sont inclus dans la catégorie « autres » et représentaient environ 11% (**Figure 5**) de la prise ces 10 dernières années.

Lors de la révision des données de la Tâche I pendant la réunion, le Groupe a formulé les remarques ci-après :

Algérie : des commentaires ont été émis quant au volume important des prises des senneurs attribuées à un seul navire déclaré alors que des prises palangrières plus élevées semblent provenir d'accords de joint venture. La révision des données de capture historiques proposée par l'Algérie n'a jamais été acceptée par le SCRS, mais il a été décidé de conserver les chiffres de capture généraux aux fins de l'évaluation de l'état du stock.

Libye : il a été décidé de conserver les données existantes provenant du rapport annuel précédent de la Libye (2005) uniquement aux fins du SCRS ;

CE-Italie : les prises déclarées comme attribuées aux senneurs et destinées aux établissements d'engraissement ont été classifiées comme des prises réalisées par les senneurs, dans le tableau de la Tâche I, en vue de maintenir une cohérence avec les catégories de données précédentes.

Comme cela a été noté dans de nombreux documents du SCRS ces dix dernières années, ainsi que lors des sessions d'évaluation des stocks de 1998 et 2002, la plupart des scientifiques du SCRS se montrent très sceptiques quant à la qualité et la quantité des données sur les pêcheries, notamment en ce qui concerne la Méditerranée. C'est pour cela qu'une Réunion exploratoire sur les données du thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée a été tenue en 2004 afin d'explorer en profondeur les données de la Tâche I et II (Anon. 2005). Sur la base de ces travaux, il a été conclu que les incertitudes entourant les substitutions de données de taille étaient si nombreuses que la capacité du SCRS à réaliser une évaluation exhaustive du stock était considérablement limitée et qu'il n'était pas justifiable d'évaluer le stock de l'Atlantique Est et de la Méditerranée en utilisant des méthodes qui postulaient que la prise par taille (âge) était connue avec exactitude (c'est-à-dire la VPA). La sous-déclaration de la prise en général, et de la prise de poissons sous-taille en particulier, a été clairement identifiée dans les documents et les rapports précédents du SCRS et le Groupe la met une nouvelle fois en évidence. Cela a engendré un niveau d'incertitude très élevé dans les données de prise de base et les données de prise par taille, lesquelles sont nécessaires pour les évaluations quantitatives des stocks, particulièrement pour la Méditerranée.

Cette opinion concordait avec le rapport du Programme pour la Méditerranée du WWF. D'après ce rapport, la prise totale de la Méditerranée en 2004 était estimée être supérieure d'environ 50% à la prise déclarée à l'ICCAT. On a supposé qu'un niveau similaire de sous-déclaration était possible pour 2005, bien que les déclarations au titre de 2005 n'aient pas encore été effectuées. Cette estimation, qui n'est pas éloignée des hypothèses antérieures du SCRS quant aux possibles niveaux de sous-déclaration dans l'Atlantique Est et la

Méditerranée depuis la fin des années 1990, a été considérée comme raisonnable, même si le niveau spécifique des prises non déclarées n'a pas encore été considéré de la forme opportune.

Le SCRS avait auparavant estimé un volume substantiel de prises non-déclarées additionnelles par le biais du Programme de Documents Statistiques Thon rouge. Ces données apportent des preuves de la non-déclaration des prises bien que le Programme soit moins utile à cette fin étant donné que les marchés du "sashimi" se sont développés au-delà de ceux du Japon et que tous les pays ne soumettent pas de déclaration à ce Programme. En outre, les demandes croissantes des marchés nationaux ne sont pas non plus prises en considération. Ce système ne sert plus de base pertinente aux fins de l'estimation des niveaux totaux de capture non-déclarés.

On a toutefois procédé à la comparaison entre la production totale déclarée et les poids de prise estimés du thon rouge exporté de la Méditerranée et de l'Atlantique est. Les estimations du poids de prise du thon rouge exporté ont été comparées avec les déclarations de production de la Tâche I (**Tableau 3**). Depuis 1993, les estimations du poids des exportations (ajustées pour refléter le poids de prise) ont considérablement augmenté. À l'heure actuelle, les estimations du poids de prise (ajustées en vue de la croissance prévue dans les établissements d'élevage), exporté par les nations exportatrices, sont équivalentes à la production déclarée par ces nations dans les statistiques de la Tâche I (illustration inférieure de la **Figure 6**), d'après les statistiques commerciales maintenues par l'ICCAT. En règle générale, les estimations du poids de prise de thon rouge exporté sont équivalentes à environ 75% de la production totale de thon rouge déclarée figurant dans le tableau de la Tâche I pour l'Atlantique Est et la Méditerranée (illustration supérieure de la **Figure 6**).

Ces conclusions impliquent soit que la production de certains marchés nationaux s'est considérablement réduite par rapport à celle d'il y a dix ans, soit que la production globale est considérablement sous-déclarée. Le Groupe estime que la seconde possibilité est la plus probable, compte tenu notamment du développement du marché européen.

Estimations du Groupe de travail de la prise de la Méditerranée et de la capacité de pêche

Pour toutes les raisons invoquées ci-dessus, le Groupe a décidé d'estimer le niveau de prise de thon rouge le plus vraisemblable en Méditerranée sur la base d'un « recensement » des pêcheries actives. Le manque d'informations pertinentes relatives à la capacité de pêche de diverses flottilles, au Secrétariat de l'ICCAT, a été signalé comme l'un des principaux facteurs affectant la gestion du stock de thon rouge. Cependant, certaines informations sont disponibles, telles que le nombre déclaré de navires de pêche liés aux activités d'élevage [Rec. 05-04]. Il existe également des informations sur les navires de plus de 24 mètres de longueur hors-tout dans le Registre ICCAT des navires [Rec. 02-22]. Ce jeu de données a été attentivement examiné car l'information sur les espèces cibles n'est pas requise et n'est pas présente. Le Groupe a fait remarquer que la base de données existante de l'ICCAT, concernant les navires, devrait être améliorée à l'aide d'informations complémentaires pour une meilleure utilisation aux fins de la gestion (c'est-à-dire les principales espèces cibles, l'engin de pêche utilisé pour capturer des grands pélagiques dans le cas de licences multiples, la principale zone de pêche, etc.).

Il a été demandé aux scientifiques nationaux présents à la réunion, sur la base de leurs connaissances des pêcheries, de soumettre des informations sur les flottilles de leur pays ciblant le thon rouge et de vérifier les informations disponibles déclarées dans les Rapports annuels. Les estimations résultantes du nombre de navires ont été regroupées en engins principaux et en catégories de taille pour les senneurs et les palangriers ciblant le thon rouge (les grandes unités étant des navires de plus de 30 m de long). Tous les calculs (y compris le "recensement" des navires) se basaient sur les informations disponibles les plus récentes. Le Groupe s'est tout d'abord concentré sur les pêcheries commerciales mais il a aussi décidé d'inclure l'information sur les pêcheries sportives et récréatives, à l'aide des données provenant de certains projets spécifiques (SFITUM [*Sport Fishing: an informative and economic alternative for tuna fishing in the Mediterranean*, voir: <http://www.sfitum.net/>], Programme de collecte de données de la CE, etc.), compte tenu du fait que ce type d'activité de pêche est également important d'un point de vue socio-économique.

À l'aide des documents du SCRS et des informations issues des programmes nationaux de collecte des données qui décrivent la flottille de la Méditerranée par type d'engin (y compris les navires disposant de licences multiples) ainsi que les prises associées, le Groupe a estimé une catégorie de pêche de capture par unité (CPU) puis a extrapolé cette estimation par le nombre de jours de pêche et le nombre d'unités afin d'obtenir une estimation des prises totales de la Méditerranée. Il a été décidé d'utiliser la valeur médiane provenant de toutes les valeurs de CPU concernant le même type d'engin et toutes les zones au cours de la période récente. Étant donné que la CPU peut varier d'une année sur l'autre ou d'une zone sur l'autre, le Groupe a décidé de calculer

des limites inférieure et supérieure afin de donner une gamme à cette estimation en se basant sur le postulat de taux de capture élevés et faibles, d'après les connaissances générales. Le **Tableau 4** présente les résultats de cet exercice préliminaire.

Les valeurs obtenues doivent être considérées comme les meilleures estimations possibles disponibles pour les scientifiques de la réunion. Si de nouvelles informations complémentaires étaient soumises au Secrétariat de l'ICCAT, le SCRS pourrait obtenir des estimations plus précises à l'avenir. Le Groupe pense que cet exercice fournit une évaluation de la capacité de pêche des flottilles pêchant le thon rouge en Méditerranée. Le nombre total de navires pêchant le thon rouge (en tant qu'espèce cible, occasionnellement ou en tant que prise accessoire) est estimé s'élever à environ 1.700 unités en Méditerranée (**Tableau 4**). En appliquant la prise annuelle estimée pour chaque catégorie, c'est-à-dire qu'un grand senneur capture, en moyenne, 300 t par an alors qu'un bateau muni de ligne à main capture 3 t par an en moyenne, on obtient une prise totale annuelle de 43.417 t pour la totalité de la Méditerranée (**Tableau 5**). Cette valeur est bien plus élevée que la Tâche I déclarée mais coïncide bien davantage avec l'opinion experte de plusieurs scientifiques nationaux participant à la réunion. Ce niveau de prise est également proche des hypothèses de travail précédentes formulées par le SCRS. La « meilleure » estimation du Groupe est un peu plus prudente que le volume estimé dans le rapport du WWF qui avait recours à d'autres méthodologies (se basant en grande partie sur les statistiques commerciales).

La gamme des valeurs (maximum et minimum) pourrait refléter des bonnes et des mauvaises conditions de pêche (disponibilité forte/faible ; capturabilité forte/faible ; conditions météorologiques bonnes/mauvaises ; saison de pêche courte/longue, etc.). Le Groupe estime que la gamme des estimations de la capture potentielle suscite des inquiétudes étant donné que, alors que le bas de la gamme pour la Méditerranée n'est que légèrement en dessous du TAC actuel, pour l'Atlantique Est et la Méditerranée combinés, le haut de la gamme implique une capacité de capture deux fois supérieure au TAC actuel par les flottilles de la Méditerranée uniquement (**Figure 7**).

En ventilant ces estimations par engins principaux, c'est-à-dire senneurs, palangriers et même tous les autres engins de la catégorie « autres », il apparaît que la flottille des senneurs de la Méditerranée contribue le plus à la surcapacité par rapport aux limites de capture actuelles. L'incidence de la pêcherie des senneurs semble être clairement la plus importante en termes d'estimation de la prise totale, mais son importance augmente dans l'estimation inférieure (90% de la capture totale potentielle) et diminue dans le meilleur cas (77% du potentiel total). Sur la base de ce résultat, il est patent que des mesures de gestion visant à contrôler les prises réalisées par ce type d'engin seraient celles qui permettraient le plus probablement d'obtenir des résultats immédiats.

Le Groupe reconnaît que cet exercice a des limites et qu'il pourrait être réalisé avec une plus grande rigueur et en testant des variations possibles (par exemple, les différentes efficacités des divers types d'engins dans des conditions environnementales différentes, l'interférence entre les pêcheries dans les zones de pêche les plus importantes etc.). Toutefois, compte tenu de la médiocre qualité des données disponibles et du très haut niveau d'incertitude quant aux niveaux de capture réels, le Groupe pense que les estimations présentées représentent la vision la plus réaliste de la situation actuelle. Il est, par exemple, nécessaire de collecter l'information sur tous les navires en activité dans les flottilles, y compris ceux de moins de 24 m de longueur hors-tout, car il est probable que ces types de navires sont une composante majeure de la capacité globale de capture.

En plus de soupçonner une forte sous-déclaration, le Groupe a noté qu'environ 20% seulement de la production de la Méditerranée avait été déclaré par mois et que seulement ~3% de la production du thon rouge est déclaré par carrés de 5°x5° en Méditerranée, de telle sorte que la proportion de la prise totale déclarée par Partie contractante et Partie, Entité ou Entité de pêche non-contractante coopérante (CPC), engin, mois et strate spatiale (ce qui est une condition de base pour toutes les CPC) est actuellement presque nulle pour le thon rouge de la Méditerranée. Cette situation affecte amplement la capacité du Groupe (ou du SCRS) à réaliser des analyses et notamment certaines analyses sollicitées récemment par la Commission, telles que les options de fermetures spatio-temporelles, sauf si de forts postulats sont formulés pour substituer les informations manquantes (voir section 7 ci-après). Cependant, de telles substitutions extensives peuvent fortement biaiser les données d'entrée sur lesquelles les calculs sont réalisés et compromettre, en outre, la fiabilité de toute évaluation dépendant de ces données. De surcroît, les incertitudes relatives à ces données ne sont pas facilement quantifiables, or elles sont très importantes et génèrent un volume de travail considérable et interminable pour le Secrétariat et le Groupe, affaiblissant leur efficacité respective (**Tableau 18** de la section 8).

4.3.1 Données de Tâche II

Les données de taille de la Tâche II disponibles au Secrétariat ne couvrent qu'un petit pourcentage des pêcheries de l'Atlantique Est et de la Méditerranée et un pourcentage encore plus faible des prises (**Figure 8**), obligeant ainsi le Groupe à procéder à de nombreuses substitutions (Anon. 2005) afin de réaliser de nombreuses analyses. La situation semble s'améliorer lentement ces trois dernières années, grâce aux données provenant des établissements d'engraissement des thonidés, mais la couverture est toujours loin du niveau adéquat requis pour les divers engins et flottilles de pêche. Cette situation est très difficile et il a été demandé aux scientifiques du SCRS d'avoir recours à leur meilleure expérience en vue d'améliorer la disponibilité des données. Les **Figures 9** et **10** donnent un aperçu du niveau de substitutions nécessaire (Anon. 2005) pour élaborer les estimations de la prise par taille (et ultérieurement de la prise par âge) pour le thon rouge de la Méditerranée et de l'Atlantique Est en se basant sur les données disponibles de Tâche II.

Les substitutions doivent être réalisées lorsque les échantillons de taille ou la prise par taille calculée par les scientifiques nationaux ne sont pas disponibles. Le niveau de substitution est donc inférieur aux pourcentages affichés dans les chiffres ci-dessus mais est le plus souvent supérieur à 50%.

L'analyse des données de taille obtenues des madragues de thonidés a été réalisée au Secrétariat, permettant ainsi de générer des séries de fréquences de taille et de poids. A l'issue de la Réunion exploratoire des données de 2004 (Anon. 2005), la totalité de la prise par taille et de la prise par âge a été révisée à la suite des changements apportés aux règles de substitution (Anon. 2005) et est utilisée ici aux fins de la réalisation des analyses.

Des questions ont été posées sur le sens représentatif des fréquences de tailles obtenues de la pêche des senneurs en particulier, pour ces dernières années, pour les rares pays soumettant des déclarations à ce titre, et qui ont surtout trait aux activités d'engraissement. Il est évident que seules quelques fréquences de tailles proviennent directement de la pêche des senneurs compte tenu des pratiques de mise en cages : les mesures ont été prises directement en mer ou aux ports de débarquement de CE-Italie, alors que seules des données de poids moyen, issues des livres de bord, ont été obtenues de CE-France. De nombreuses autres fréquences de taille ont été directement obtenues dans les cages lors de la mise à mort, en application aux recommandations de l'ICCAT. Ces fréquences de taille sont archivées dans des fichiers séparés dans la base de données de l'ICCAT car elles portent sur les thonidés qui font l'objet d'engraissement et qui sont souvent tués et mesurés plusieurs mois après la capture. Les discussions ont porté sur la possible utilisation de ces données aux fins de l'évaluation et il a été décidé de les examiner exhaustivement avant toute utilisation possible.

Le Groupe a noté qu'il existe toujours d'autres facteurs qui limitent la pleine exploitation des données de taille collectées dans les cages :

- Les données présentées à l'ICCAT n'incluent pas l'information sur l'origine des prises. Les zones dans lesquelles les poissons ont été capturés ne sont pas toujours disponibles et, dans certains établissements d'engraissement, même les pavillons des navires de pêche ne sont pas disponibles. Il a également été signalé que, parfois, des poissons provenant de différents navires et de zones distinctes sont regroupés dans la même cage. Dans tous les cas, cette information est nécessaire et devrait être consignée lorsque cela est possible.
- Le temps passé par les poissons dans les cages avant la mise à mort (des poissons capturés à des moments différents sont parfois regroupés dans la même cage et mis à mort en même temps).
- Les données présentées comme poids individuel n'ont aucune utilité si elles ne sont pas accompagnées de l'information relative au temps que passe le poisson en cage, étant donné qu'il existe de grandes différences de poids avec les pratiques d'engraissement. Les données devraient être soumises en longueur à la fourche (et, dans le cas contraire, le type de longueur utilisé devrait être communiqué).

Cette information est fondamentale pour mieux évaluer les fréquences de taille collectées dans les cages, qui pourraient permettre d'améliorer considérablement nos connaissances sur la composition des prises des senneurs en Méditerranée.

Il a été indiqué que de nombreuses fréquences de poids ont également été collectées dans les cages (en particulier à CE-Chypre, CE-Grèce, CE-Malte, et en Turquie), après la mise à mort des thonidés. Dans ce cas, le volume est plus élevé que l'information sur les tailles (FL), mais ces données sont bien plus difficiles à utiliser compte tenu des facteurs précédemment cités, des différentes prises de poids dans les diverses classes de tailles et de la plus grande variance possible. Il n'était pas précisé, en outre, si ces données faisaient référence au poids vif ou au poids manipulé. Néanmoins, le Groupe a décidé de profiter du grand effort déployé en vue de collecter

les données de taille dans les établissements d'engraissement (**Figure 11**) et d'utiliser les données de taille (FL) afin d'obtenir un meilleur aperçu de la prise par taille de la flottille des senneurs qui approvisionne les établissements d'engraissement de la Méditerranée.

Les fréquences de taille des cages croates sont assez différentes, compte tenu de la pratique bien connue consistant à capturer de petits poissons qui sont ensuite transférés dans des cages et qui y sont parqués pendant plus d'une année. Les fréquences de taille des cages de CE-Chypre sont les premières données de ce type obtenues de ce pays, où les établissements d'engraissement n'ont été développés que récemment. Les fréquences de taille de CE-Espagne des deux graphiques correspondent aux poissons capturés en 2005 et mis à mort en octobre-décembre dans le premier graphique et en janvier 2006 dans le second graphique.

La **Figure 12** présente les poissons mis à mort dans le sud de la Mer Tyrrhénienne et dans le Détroit de Sicile (y compris ceux des cages de CE-Malte) et capturés par la flottille italienne en 2004. Le graphique en bas à gauche présente les quelques fréquences de taille des prises de thon rouge obtenues directement des senneurs en 2004, alors que le graphique en bas à droite présente les fréquences de taille des thons rouges des établissements d'engraissement approvisionnés par les prises italiennes.

Le poids de prise des échantillons de fréquences de taille des opérations d'engraissement a été estimé en utilisant le poids estimé par âge en milieu d'année d'après les équations de croissance utilisées pour les évaluations de production par recrue des diverses alternatives de gestion pour le thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée. Les poids des échantillons regroupés par pavillon ont alors été utilisés pour estimer des coefficients d'extrapolation à appliquer aux échantillons de fréquence-âge regroupés par pavillon pour extrapoler le nombre de poissons échantillonnés par âge au tonnage estimé du thon rouge importé sur le marché japonais en 2004 (**Tableau 6** ; il convient de noter que ces estimations ne proviennent pas du Programme de Document Statistique Thon rouge et pourraient donc être différentes). Les estimations du poids de prise du **Tableau 6** se basaient sur les coefficients de conversion élaborés lors de la "*Sixième réunion conjointe CGPM-ICCAT sur les stocks de grands pélagiques de la Méditerranée*" (Anon., 2003) pour estimer le poids vif d'après le poids du produit. Ces poids vifs calculés ont ensuite été réduits de 20% afin de tenir compte des gains de poids prévus dans les établissements d'engraissement. Des échantillons de la distribution par âge des poissons faisant l'objet d'engraissement ont été soumis par CE-Italie, CE-Espagne, CE-Chypre, et la Croatie (voir ci-dessus). Aux fins de l'estimation, les échantillons de CE-Italie ont été appliqués aux tonnages importés de CE-Malte et de la Tunisie alors que l'échantillon de CE-Chypre a été appliqué au tonnage importé de la Turquie car le Groupe a conclu que ces échantillons étaient vraisemblablement plus similaires. La **Figure 13** présente une comparaison générale des distributions de la prise par taille proportionnelle des échantillons regroupés des différents pays procédant à l'engraissement, aux fins de comparaison. La **Figure 14** présente les distributions de prise par âge estimées de ces mêmes échantillons. Le **Tableau 7** et la **Figure 15** établissent une comparaison entre la prise par âge extrapolée estimée pour les poissons faisant l'objet d'engraissement et importés sur le marché japonais en 2004 avec la prise par âge estimée pour l'ensemble des pêcheries de l'Atlantique Est et de la Méditerranée en 2004. Alors que le Groupe considère que ces estimations sont des approximations de premier ordre, celles-ci servent de base aux fins de la comparaison avec la prise par âge estimée de l'ensemble des pêcheries. De futures évaluations devraient tester les divers postulats formulés dans les calculs ci-dessus.

4.3.2 Résumé

En résumé, les informations disponibles renforcent l'opinion du Groupe selon laquelle les prises de thon rouge dans l'Atlantique Est et en Méditerranée ont gravement été sous-déclarées ces dernières années, notamment celles de la Méditerranée. Il est probable que le volume des captures réalisées ces dernières années dépasse considérablement le TAC actuel et est vraisemblablement proche des niveaux déclarés au milieu des années 1990, c'est-à-dire environ 50.000 t dans l'Atlantique Est et en Méditerranée. En outre, les données de prise par taille disponibles sont malheureusement inadéquates, avec pour corollaire des estimations peu fiables de la prise par âge pour l'ensemble des pêcheries. Les données de prise et de prise par âge exactes sont la clef de voûte des évaluations analytiques de l'état des ressources et notre incapacité à obtenir des informations fiables sur la prise et la prise par âge compromet sérieusement la crédibilité à l'heure de réaliser des évaluations analytiques de l'état des stocks qui reposent sur ces informations.

5. Indices de l'abondance relative

5.1 Indices de l'abondance relative - Est

CPUE standardisée

Le Groupe a examiné les indices de l'abondance suivants :

Madragues espagnoles dans l'Atlantique (SCRS/2006/071). Ce document calculait les indices de l'abondance standardisés par un modèle GLM pour les grands thons rouges de la pêche espagnole de madragues dans le Détroit de Gibraltar de 1981 à 2004. En réponse aux préoccupations relatives à l'unité d'effort actuelle, exprimées lors de la session d'évaluation du thon rouge de l'Atlantique de 2002, (Anon. 2003a) le document explorait la pertinence de l'unité d'effort ainsi que des postulats de distribution d'erreur alternatifs. Après quelques discussions et sur la base des diagnostics de l'ajustement du modèle, le Groupe a décidé d'utiliser les séries standardisées issues du GLM avec un postulat d'erreur binomial négatif et lien logarithme, basé sur les données du mois de mai chaque année (et non sur toute la saison).

Madragues marocaines dans l'Atlantique (SCRS/2006/078). Ce document incluait une série de CPUE de 1998 à 2005 pour la pêche marocaine de madragues dans la zone proche du Détroit de Gibraltar, standardisée avec un modèle GLM utilisant un postulat d'erreur lognormal. Le Groupe a constaté les progrès réalisés et a convenu d'appliquer le même postulat d'erreur utilisé afin de standardiser l'indice de madrague espagnol (binomial négatif avec lien logarithme).

Si on les compare, ces deux séries présentaient un schéma complémentaire qui pourrait être interprété comme résultant de la migration des thons rouges plus près de la côte espagnole ou marocaine. En les combinant, toutefois, les CPUE des madragues espagnoles et marocaines affichaient un déclin considérable au cours de ces dernières années. Le Groupe de travail encourage la collaboration entre les scientifiques marocains et espagnols afin de réaliser de nouvelles analyses en développant et en combinant ces deux jeux de données.

Indices des canneurs dans le Golfe de Gascogne (SCRS/2006/094 et SCRS/2006/075). Le document SCRS/2006/094 actualisait les indices de CPUE standardisés par âge de 1975 à 2004. La standardisation a été effectuée à l'aide de modèles linéaires généralisés mixtes (GLMM). Les données de prise et d'effort pour le thon rouge étaient disponibles par sortie en mer ; cette capture classifiée par catégorie commerciale a été convertie en prise par âge en appliquant des clefs taille-âge par saison à la distribution des tailles par catégorie commerciale. La division des prises en classes d'âge a introduit un grand nombre de valeurs nulles, de telle sorte que ces données ont été modélisées par le biais du modèle delta-lognormal. Les âges 5 et plus ont été combinés en tant que 5+, car les âges plus avancés sont peu représentés dans la pêche pour la période d'étude et on a utilisé un critère pour les canneurs comptant cinq ans ou plus dans l'historique des captures de la série temporelle aux fins de la sélection des données. Le document SCRS/2006/075 révisait le processus de standardisation des données des mêmes pêcheries de canneurs, en utilisant les catégories de la capture commerciale (7-15 kg et 15-25 kg, 25-50 kg et >25kg). Deux indices différents ont été estimés : le premier considérait les débarquements totaux de 1970 à 2005 dans le cadre d'un modèle linéaire généralisé mixte lognormal (GLMM) et le deuxième considérait les débarquements totaux stratifiés par catégorie commerciale, de 1975 à 2005, au moyen du modèle GLMM delta-lognormal.

Après examen, le Groupe a conclu qu'en dépit de certaines différences, les schémas des deux séries ne variaient pas significativement (**Figure 16**). Ces deux approches semblent être intéressantes et valables. Le document SCRS/2006/075 incluait une série temporelle plus longue, remontant à cinq ans de plus, mais aux fins de continuité avec l'évaluation du thon rouge de 2002, il a été décidé d'incorporer les indices actualisés de l'abondance relative standardisée par âge (SCRS/2006/094) pour les passages de la VPA. Le Groupe a recommandé que les efforts de modélisation se poursuivent en collaboration et que de nouvelles analyses de ces données soient réalisées conjointement par les scientifiques concernés.

Palangre japonaise (SCRS/2006/097). Ce document donnait les séries standardisées de la CPUE de la pêche palangrière japonaise dans l'Atlantique, y compris en Méditerranée, jusqu'en 2005. Six indices ont été développés conformément aux exigences stipulées dans le plan de travail du SCRS pour le thon rouge pour l'évaluation actuelle. Les indices ont été standardisés par des modèles delta-lognormal avec effets aléatoires pour des interactions significatives dues aux effets annuels. Le schéma de l'abondance relative du thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée, indiqué par cet indice, fluctuait à des niveaux relativement élevés jusqu'au début des années 1980 puis diminuait de façon régulière, atteignant son niveau le plus faible au milieu

des années 1990. Il a par la suite augmenté, atteignant près de la moitié du niveau du début des années 1980 vers 2002, mais depuis lors la tendance est à la baisse jusqu'à un niveau faible.

Compte tenu du fait que la pêcherie palangrière japonaise en Méditerranée incluait certaines prises réalisées dans les eaux aux alentours de l'Algérie et de la Libye, liées aux récents accords de joint ventures. Il a été décidé de procéder à de nouvelles recherches sur l'impact de ces captures sur l'indice japonais. Les scientifiques japonais ont soumis un nouvel indice standardisé excluant les prises de l'Algérie et de la Libye en 2002-2003. Aucune différence majeure n'a été observée.

En outre, étant donné que l'indice japonais représentait les âges 8+, et afin de le comparer avec les indices des madragues espagnoles et marocaines, qui sont représentatives des âges 10+, il a été convenu de calculer un nouvel indice japonais pour les âges 10+. Les résultats présentés par les scientifiques japonais n'ont pas montré de schéma particulier mais ont confirmé les indications passées d'une classe d'âge relativement forte en 1994 (**Figure 17**).

On a une nouvelle fois évoqué le problème lié au manque de séries temporelles de CPUE standardisée pour la flottille des senneurs (PS) de la Méditerranée ciblant le thon rouge étant donné que ces pêcheries sont prédominantes en Méditerranée. Alors que la CPUE nominale des senneurs peut être facilement générée, comme cela a été le cas par le passé, des difficultés et de graves problèmes font malheureusement obstacle à la standardisation.

Problèmes liés aux récents changements des flottilles :

- L'expansion des pêcheries de senneurs en Méditerranée a donné lieu au développement de plusieurs nouvelles zones de pêche au cours de ces vingt dernières années. Par conséquent, la distribution spatiale des pêcheries de senneurs a totalement changé et s'est fortement développée pendant la période la plus récente. Par exemple, la flottille des senneurs de CE-France s'est déplacée du Golfe du Lion aux îles Baléares au cours des années 1980, a rapidement migré des îles Baléares vers le Golfe de Syrte (Libye) à partir de 2002 et se dirige encore plus à l'est ces dernières années. Des changements aussi rapides et d'une telle envergure vont à l'encontre d'un postulat de base pour la standardisation de la CPUE, c'est-à-dire la cohérence de la zone de pêche. Cela rend l'estimation des paramètres de la standardisation des séries temporelles de la CPUE (GLM, par exemple) impraticable, étant donné que le modèle d'échantillonnage est totalement déséquilibré.
- Les changements radicaux dans les modalités et la stratégie de pêche, compte tenu de l'utilisation progressive d'un nouvel équipement de stockage, de navires de charge munis de dispositifs de surgélation, d'avions et d'activités d'engraissement plus récentes. Ces changements ont été très rapides (les établissements d'engraissement sont apparus en 1997 et incluaient une forte proportion de la prise réelle, jusqu'à 80%, depuis 2002). Ces changements ne sont que médiocrement documentés et ne sont pas quantifiables.
- Des changements majeurs dus à l'utilisation récente, rapide et croissante d'équipements puissants de positionnement et de prospection, tels que les avions, les radars à oiseaux, les sondeurs, les sonars, qui sont également médiocrement documentés et ne sont pas quantifiables.

Difficultés liées au manque de données passées et présentes :

- Le manque de données exactes sur la prise et la composition par taille de la capture des flottilles des senneurs en raison de l'engraissement. Compte tenu du fait que ces poissons ne sont plus débarqués mais transférés dans les cages, de grandes incertitudes planent actuellement sur la prise totale. Ces informations ne peuvent pas être récupérées uniquement par le biais d'un programme d'observateur à bord (Di Natale *et al.*, 2006) mais impliquent la mise en œuvre d'un programme d'observateur basé dans les cages.
- Le manque d'information sur: (i) la localisation spatiale de la prise ; (ii) le nombre d'opérations de pêche fructueuses et non fructueuses et (iii) les changements en termes de coopération et de concurrence des navires (les senneurs travaillent en équipe).

La plupart de ces problèmes ne sont pas nouveaux mais ils se sont considérablement aggravés ces 10 dernières années. En conséquence, seul un indice de CPUE nominale, et donc fortement biaisé, a pu être calculé pour cette pêcherie à l'heure actuelle. La standardisation de la CPUE des senneurs est difficilement réalisable et il est en

autre probable qu'elle donne une vision très optimiste de l'état des stocks, comme cela a été démontré pour les autres pêcheries, compte tenu de la nature active et très mobile de ces pêcheries. Les expériences passées indiquent que l'on a de plus grandes chances d'obtenir un indice de l'abondance fiable d'après la détection aérienne que d'obtenir un indice de CPUE exact d'après les pêcheries des senneurs.

Schémas de taux de capture en tant qu'indicateurs des pêcheries (cf. Tableau 8)

Dans l'Atlantique Est, les schémas de taux de capture disponibles pour les petits poissons n'ont pas présenté en eux-mêmes de tendance cohérente au cours de la période disponible aux fins de l'analyse (à partir du milieu des années 1970). Ce résultat n'est pas particulièrement surprenant étant donné que de nombreuses espèces affichent une forte variation interannuelle dans la force de la classe d'âge, ce qui complique la détection de tendances. Aucune tendance générale n'a été observée pour les âges les plus communs dans les prises du Golfe de Gascogne (âges 2, 3 et 4, **Figure 18**) pour la période des données disponibles, bien que l'on constate une tendance descendante des indicateurs des âges 3 et 4, coïncidant avec la disparition d'une classe d'âge de 1994 relativement forte dans cette pêcherie.

Les indicateurs de l'abondance relative pour les poissons plus âgés présentent des tendances cohérentes dans le temps. Pour les poissons en âge de frayer, capturés par la flottille palangrière japonaise dans l'Atlantique Est et en Méditerranée, il y a eu une tendance générale à la baisse au cours de la période disponible aux fins de l'analyse (une nouvelle fois à partir du milieu des années 1970, cf. **Figure 19**) avec une abondance relative actuelle inférieure de près de la moitié du niveau indiqué pour le milieu des années 1970. Le mélange de poissons capturés par la flottille japonaise est un peu plus jeune que les poissons capturés par les madragues espagnoles et marocaines, ce qui montre une réduction substantielle de l'abondance relative des poissons plus âgés de la population ces dernières années. Un déclin similaire a également été noté dans l'indice de madrague espagnol au milieu des années 1980.

5.2 Indices de l'abondance relative - Ouest

L'information provenant de toutes les séries de données de taux de capture utilisées dans l'évaluation précédente du thon rouge de l'Atlantique Ouest (Tableau 12 du Rapport de la Session d'évaluation du stock de thon rouge de l'Atlantique de 2002) (Anon. 2003a) a été actualisée, dans la mesure du possible, et mise à la disposition des scientifiques pour l'évaluation actuelle (**Tableau 9, Figure 20**). En 1998, plusieurs séries de taux de capture nouvellement analysées ont été présentées et le traitement analytique de deux de ces indices (canne et moulinet des Etats-Unis, petit, et canne et moulinet des Etats-Unis, grand) a donné lieu à la séparation de ces séries temporelles en deux stances. Ce traitement des séries temporelles s'est poursuivi dans les actualisations présentées dans le SCRS/2006/084. L'une des séries précédemment disponibles, qui a été actualisée et présentée pour l'évaluation actuelle, se fondait sur une prospection systématique, indépendante des pêcheries (Prospection larvaire réalisée par les Etats-Unis dans le Golfe du Mexique, SCRS/2006/082). Une autre série se basait sur les données de taux de capture obtenues auprès des pêcheries canadiennes de ligne à main/canne et moulinet et de harpon visant les grands poissons dans le Golfe du Saint Laurent et dans le sud-ouest de la Nouvelle Ecosse, lesquelles ont également été actualisées en vue d'inclure des informations supplémentaires, et standardisée par le biais d'un modèle linéaire généralisé (SCRS/2006/076). On a également apporté une analyse révisée et actualisée de la pêcherie palangrière des Etats-Unis pratiquée dans le Golfe du Mexique (SCRS/2006/083). Le SCRS/2006/097 actualisait les taux de capture de la pêcherie palangrière japonaise pour 6 combinaisons différentes de données représentant différentes combinaisons de l'Atlantique ouest, central, Est et de la Méditerranée. Le Groupe a décidé de continuer à utiliser le modèle delta-lognormal avec effets aléatoires qui a été développé lors de la dernière session d'évaluation du stock.

Le SCRS/2006/076 présentait les résultats des indices actualisés de l'abondance relative standardisée pour les pêcheries canadiennes de thon rouge opérant dans le Golfe du Saint Laurent (1981-2005) et au large du sud-ouest de la Nouvelle Ecosse (1988-2005) ; ces données provenaient des registres commerciaux. Les méthodes employées étaient identiques à celles de l'évaluation du stock de thon rouge de 2002. Un modèle delta-lognormal binomial a été utilisé afin de standardiser les données du Golfe du St Laurent et du sud-ouest de la Nouvelle Ecosse. Les CPUE dans le Golfe du Saint Laurent ont légèrement augmenté de 1997 à 2003, et se sont rapidement accrues en 2004. Les taux de capture de 2005 ont quelque peu chuté, mais sont restés élevés par rapport à ce qui est observé récemment (**Figure 20**).

Les séries du sud-ouest de la Nouvelle Ecosse ont présenté une tendance plutôt stable du milieu jusqu'à la fin des années 1990. Alors que la valeur de l'an 2000 est la plus faible enregistrée, la valeur de l'année 2001 concorde

d'avantage avec les niveaux généralement constatés dans les années 1990. Les taux de capture plus récents (2002-2005) sont légèrement supérieurs à ceux observés avant l'évaluation de 2002.

Comme dans les évaluations passées, le Groupe a convenu d'estimer une série de facteurs prédéfinis pour chaque année, sur la base du ratio du nombre à l'âge des prises totales pour les âges 13 et + et pour les âges 10 et + afin de tenir compte du fait que l'indice du Golfe du Saint Laurent s'applique aux âges 13+ plutôt qu'à ceux d'âge 10+. Les prises proportionnelles du poisson d'âge 13 et du poisson plus âgé appartenant au groupe d'âge 10+ pour la période 1981-2004, respectivement, sont répertoriées au **Tableau 10**. Tout comme en 2002, les prises partielles des pêcheries de canne et moulinet, de ligne à main et de harpon ont servi à pondérer l'indice du sud-ouest de la Nouvelle Ecosse. Toutefois, la méthode de calcul a changé depuis l'évaluation du stock de 2002 : la prise par âge pour la population de l'ouest a été appliquée à la série du Golfe du Saint Laurent en 2006 au lieu d'appliquer, comme en 2002, la prise par âge canadienne. De surcroît, les prises partielles du sud-ouest de la Nouvelle Ecosse ont changé compte tenu d'une représentation plus appropriée des engins dans les calculs.

La taille médiane des poissons capturés dans le Golfe du Saint Laurent a diminué ces dernières années, reflétant une abondance de poissons plus jeunes dans l'indice du Golfe du Saint Laurent que ce qui avait été le cas par le passé (SCRS/2006/076). Le Groupe a décidé d'ajuster les récentes observations de CPUE dans l'indice afin de refléter ce changement de la composition par taille, par la proportion des poissons de plus de 253 cm, taille correspondant à l'âge 13 en utilisant le modèle de croissance de Turner et Restrepo (1994).

L'indice actualisé du sud-ouest de la Nouvelle Ecosse incluait une grande proportion de prises issues d'une zone non spécifiée dans le sud-ouest de la Nouvelle Ecosse, dénommée 4Xu (SCRS/2006/076). Par le passé, ces prises avaient été exclues mais elles représentaient 70% environ des débarquements annuels de cette pêcherie en 2004 et 2005. Deux versions de l'indice actualisé du sud-ouest de la Nouvelle Ecosse ont été présentées et le Groupe a décidé que l'inclusion des prises de la zone 4Xu représentait un meilleur ajustement statistique.

Tel que cela était recommandé dans les plans de travail de 2002 et de 2006, le document SCRS/2006/097 présentait les résultats de diverses analyses du Modèle Linéaire Généralisé des séries temporelles de taux de capture japonais du thon rouge pour examiner les effets des échanges. Ces séries temporelles ont été modélisées en utilisant un modèle delta-lognormal, en prenant en considération les interactions zone*mois comme effets aléatoires avec l'année comme facteur.

Le Groupe a reconnu qu'il n'y avait pas de changement substantiel dans ces indices par rapport à la dernière évaluation dans ces séries temporelles et il a convenu d'appliquer ces séries temporelles à l'évaluation du stock actuelle pour le passage de continuité et le passage du cas de base de l'évaluation du stock de l'Ouest.

Le Groupe a noté des tendances différentes dans les indices de la zone 2 et de la zone 3; par conséquent, dans le cas où la zone 3 a été rajoutée à l'ouest, le Groupe a décidé d'utiliser les deux indices (plutôt que de les combiner comme cela avait été fait dans l'évaluation précédente).

Le Groupe a demandé quelle gamme de taille était réellement couverte par la flottille opérant à l'Ouest. L'auteur a répondu qu'il s'agissait de la gamme de taille moyenne, laquelle est inchangée. Le Groupe a également soulevé la question de la possibilité de créer des CPUE standardisées de la palangre japonaise opérant en Méditerranée. Ce nouvel indice a été soumis au Groupe au cours de la réunion. Il a été signalé que, compte tenu du manque d'interaction année-zone ou année-mois dû à la nature différente de la saison de pêche de la palangre japonaise dans différentes zones, l'indice de combinaison de différentes zones (par exemple Ouest (zone 2) et Centre (zone 3)) pourrait présenter l'éventuel problème d'ignorer des tendances différentes entre les zones. Le Groupe a également débattu des raisons du manque d'ajustement de la partie binomiale du modèle delta-lognormal noté dans le document. Il a été fait observer qu'il est difficile de tirer une conclusion à ce titre sans examiner les informations de schéma des valeurs résiduelles qui n'ont pas été présentées.

Les Etats-Unis ont présenté un indice indépendant des pêcheries basé sur une prospection larvaire menée dans le Golfe du Mexique pendant la saison de frai (SCRS/2006/082), un indice dérivé des prises palangrières réalisées dans le Golfe du Mexique et les eaux adjacentes (SCRS/2006/083), et de nombreux indices de la pêcherie de canne et moulinet au large du Nord-Est des Etats-Unis (SCRS/2006/084). Tous les indices ont dérivé de l'approche selon laquelle des analyses sont effectuées séparément sur la proportion des observations avec captures et sur les observations avec captures positives.

Des indices larvaires (SCRS/2006/082) ont été développés en utilisant des données standardisées de façon similaire, à partir desquelles les indices précédents avaient été élaborés (c'est-à-dire l'abondance des larves avec

un premier incrément d'otolithe quotidien formé par 100 m² d'eau échantillonné). Cet indice a été élaboré en utilisant un modèle delta-lognormal, qui est une combinaison mathématique des estimations de captures annuelles de deux modèles linéaires généralisés différents : un modèle binomial qui décrit la proportion des valeurs de captures positives et un modèle lognormal qui décrit la variabilité des données de capture non nulles. Des covariables (notamment la température de surface, la profondeur de l'eau, le moment de la journée, la période du mois, la zone échantillonnée et l'année) ont été testées aux fins d'inclusion dans les deux sous-modèles. Compte tenu de la grande fréquence de prises nulles au cours des prospections d'ichthyoplankton, notamment ces dernières années, la portion binomiale de l'approche delta-lognormale a été remplacée par un modèle binomial à inflation nulle (« zero-inflated ») et cette méthode a été considérée comme la plus appropriée aux fins de la modélisation de ces données. Les résultats de ces deux approches indiquaient une forte diminution des taux de capture larvaire à partir du début de la série temporelle, la valeur la plus faible étant enregistrée en 2005.

Le Groupe a discuté de la diminution de la taille des larves en 2005, à laquelle aucune explication évidente n'a pu être avancée. Elle pourrait être due au fait que l'échantillonnage réel avait lieu au mois d'avril ; par conséquent, la croissance pourrait avoir eu un effet sur la gamme de taille. Le Groupe a convenu d'utiliser le modèle delta-lognormal à inflation nulle dans l'évaluation actuelle du cas de base, plutôt que le modèle de Pennington, qui avait été appliqué dans la dernière évaluation mais qui ne tenait pas compte des effets du changement de la saison d'échantillonnage au début du mois de mai ces dernières années.

Le SCRS/2006/083 présentait deux indices de l'abondance du thon rouge de la pêcherie palangrière pélagique des Etats-Unis dans le Golfe du Mexique et sur la côte est de la Floride pour la période 1987-2005. Le premier indice est une extension de l'indice antérieur de la palangre pélagique américaine (Cramer 2003) qui utilise les mêmes modèles linéaires. Le deuxième indice a été élaboré en utilisant une procédure de « mesures répétées » afin de prendre en considération la variance des taux de capture entre les navires. Les deux indices ont été standardisés à l'aide des Modèles linéaires généralisés mixtes et une approche delta-lognormale. Les indices sont différents en ce que l'extension de l'indice de 2002 suggère que les taux de capture ont augmenté à partir de 1988-1990, puis ont diminué en 1991-1993 et sont restés faibles par la suite. Le nouvel indice élaboré suggère un déclin assez constant de 1987 à 1993, avec de faibles taux de capture jusqu'en 2005.

Le Groupe a convenu d'utiliser l'extension de l'indice antérieur de la palangre pélagique américaine dans le cas de continuité et d'employer le nouveau modèle à « mesures répétées » dans le passage du cas de base étant donné que celui-ci tient mieux compte de la variabilité de la CPUE entre les navires. Le Groupe a également débattu de la possibilité des effets des baguettes lumineuses sur le taux de capture mais l'information y afférent n'était pas incluse dans l'analyse. Il a également été noté que dans le Golfe du Mexique, la quasi-totalité des pêcheurs utilisent des baguettes lumineuses, de telle sorte que l'exclusion de l'information relative aux baguettes lumineuses devrait avoir un effet négligeable sur l'analyse.

Le SCRS/2006/084 présentait les indices de l'abondance du thon rouge des pêcheries américaines de canne et moulinet/ligne à main dans le Nord-Est des Etats-Unis. Les données individuelles de capture par unité d'effort des sorties de pêche à la canne et au moulinet/ligne à main, collectées par le biais d'entrevues avec les pêcheurs, ont été utilisées afin d'estimer les taux de capture standardisés, en tenant compte de facteurs tels que le moment de l'année, la zone pêchée, le type de navire, la modalité de pêche, la situation de fermeture/ouverture de la pêcherie, les limites de capture par personne et l'espèce cible. Des modèles ont été développés pour toutes les catégories de tailles du thon rouge (à l'exception de celles < 66 cm SFL), en appliquant une approche delta-Poisson dans laquelle les taux de capture sont considérés comme le produit de probabilités d'une capture positive distribuée de façon binomiale et de taux de capture positifs distribués selon Poisson. Sept indices de l'abondance du thon rouge de la pêcherie à la canne et au moulinet des Etats-Unis sont présentés. Ces indices sont calculés séparément par catégorie de taille et pour deux périodes temporelles distinctes : 1980-1992 et 1993-2005. Les indices de la première période incluent une série pour les petits thons rouges (< 145 cm SFL) pour 1980-1992 et une série pour les grands thons rouges (>195 cm SFL) pour 1983-1992 ; ils apparaissent inchangés par rapport aux analyses précédentes. Les indices des thons rouges de 145-177 cm SFL et des grands thons rouges (>195 cm SFL, 1983-2001), lesquels n'avaient pas été utilisés pour l'évaluation du stock de l'Atlantique Ouest de 2002, demeurent également inchangés. Pour la période 1993-2005, les indices ont été actualisés pour les thons rouges de 66-114 cm, 115-144 cm, et >177 cm SFL. Des périodes distinctes ont été définies compte tenu des changements dans la collecte des données d'enquête, appliqués en 1993, qui ont permis la séparation des prises en intervalles de plus petites tailles et compte tenu également du fait que les changements en matière de réglementation et de gestion ont imposé des limites quotidiennes différentes et des fermetures de la pêche pour ces catégories de tailles.

Il a été signalé que l'on pouvait observer des schémas de progression modale dans les catégories de tailles inférieures. Ainsi, les spécimens de 66-114 cm sont plus abondants en 1996-1999, les spécimens de 115-144 cm le sont en 2000-2002 et les spécimens de 145-177 cm en 2001. On ne peut toutefois pas constater des schémas similaires dans les catégories de taille les plus grandes (>177 cm et >195 cm). Le Groupe a considéré que cela pourrait être dû à la forte variabilité des estimations de l'abondance, ou au fait qu'il n'existe pas de limite de taille supérieure délimitant les classes de taille >177 cm et >195 cm. En revanche, ces classes de taille incluent des spécimens qui peuvent mesurer plus de 177 cm ou 195 cm. Le Groupe a indiqué que les schémas de progression modale seront dissimulés par une vaste gamme de tailles de spécimens de cette catégorie.

Le SCRS/2006/084 incluait un indice pour les grands thons rouges (>195 cm) pour les années 1983-2001. Cet indice était disponible mais n'a pas été utilisé lors de l'évaluation de 2002 en raison de l'apparition d'un changement important en matière de réglementation au cours de la série ; les classes de tailles grande-moyenne (178-195 cm) et grandes (>195 cm) ont été combinées. Ce changement en matière de réglementation modifiait le mode de déclaration de la catégorie de taille et du ciblage. Par conséquent, le Groupe de 2002 a recommandé l'utilisation d'un indice de substitution, thon rouge >177 cm pour l'année 1993 et ultérieures. Cette décision a fait l'objet de débats et a été maintenue par le Groupe de 2006.

Deux indices de CPUE historiques avaient été présentés précédemment et avaient été utilisés dans la dernière évaluation et demeuraient inchangés. Il s'agissait des indices de la CPUE de la palangre japonaise dans le Golfe du Mexique (SCRS/2002/012) et des indices de marquage (SCRS/2002/012). Le Groupe a décidé de continuer à les utiliser mais de ne pas en discuter exhaustivement.

En résumé, le Groupe a reconnu qu'il n'y avait pas de changements substantiels dans les indices depuis la dernière évaluation et il a convenu d'appliquer principalement les 12 séries temporelles similaires à celles de l'évaluation de base de 2002 (**Figure 21**). Comme indiqué ci-dessus, quatre indices (prospection larvaire dans le Golfe du Mexique, palangre américaine dans le Golfe du Mexique, Golfe du Saint Laurent et Nouvelle Ecosse du Canada) ont été actualisés en utilisant les méthodes de 2002 ainsi que les nouvelles méthodes supposées être plus appropriées. Les versions utilisant l'ancienne méthodologie ont été appliquées au passage de continuité de la VPA de 2006. Les versions faisant appel aux nouvelles méthodes ont été appliquées au passage de base de 2006 (comme cela est indiqué au **Tableau 9**).

6. Méthodes et autres données pertinentes pour l'évaluation

6.1 Méthodes – Est

Le document SCRS/2006/072 présentait les estimations de la mortalité totale du thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée en utilisant une analyse de la classe d'âge, en tant que méthodologie alternative aux modèles séquentiels structurés par âge visant à l'estimation de l'ampleur de la mortalité des thons rouges géants (âges 10+). Cette approche est similaire aux analyses des courbes de capture mais porte plutôt sur les cohortes ; par conséquent, les résultats ne dépendent pas du postulat d'un recrutement constant. La méthode suppose toutefois que la mortalité par pêche est constante pour les poissons d'une cohorte, une fois le recrutement totalement achevé. La Section 7.1 fait état des analyses effectuées dans le SCRS/2006/072 à l'aide des données de prise par âge de la madrague espagnole (âges 11-17). En outre, le Groupe a procédé à des analyses utilisant les données de CPUE de la palangre japonaise spécifiques à l'âge pour l'Atlantique Est et la Méditerranée. Les CPUE spécifiques à l'âge ont été calculées d'après la CPUE japonaise pour tous les âges combinés utilisée dans la VPA et la matrice de prise par âge de la palangre japonaise. Les analyses de la classe d'âge ont été réalisées en postulant une sélectivité totale pour les âges 10-14.

Le document SCRS/2006/073 proposait une approche directe pour estimer les profils de la sélectivité spécifique aux engins, en se basant sur les courbes de capture en conditions d'équilibre, reposant sur un plus petit ensemble de postulats que la VPA habituelle. Ce document fournissait des estimations de la sélectivité pour les principaux engins (madrague, canne, senne et palangre) dans l'Atlantique Est et la Méditerranée.

Le Groupe a discuté de la nécessité de contrebalancer la soumission d'un avis scientifique à la Commission d'une part, et la difficulté d'utiliser des données de qualité très médiocre pour de nombreuses pêcheries d'autre part. Aux fins de continuité, il a été décidé de procéder à un nouveau passage de la VPA ("VPA-2BOX v. 3.01", disponible à partir de www.iccat.int) comme cela avait été fait lors de l'évaluation de 2002.

Spécifications de la VPA

Malgré les incertitudes face aux données de prise par âge et d'indice d'abondance, décrites antérieurement, le Groupe a décidé de procéder, une nouvelle fois, au passage de ADAPT VPA (tel que mis en place dans VPA-2box) comme il l'avait déjà fait lors de l'évaluation de 2002. L'objectif majeur de cet exercice visait à développer un schéma de sélectivité récent à utiliser dans diverses analyses par recrue.

Les spécifications initiales du modèle étaient similaires à celles de l'« essai 5 » de l'évaluation de 2002 avec les données de 1970-2004 et une pondération inverse basée sur les CV des indices. Les résultats de ce passage n'étaient pas satisfaisants, étant donné que certaines valeurs de mortalité par pêche en 2004 atteignaient la limite supérieure spécifiée ($F=5.0$). Le Groupe a alors modifié certaines valeurs d'entrée utilisées et certains postulats formulés, comme cela est expliqué ci-après. Il convient de noter que, dans tous les cas examinés, l'ajustement aux indices de la CPUE disponibles était médiocre. Compte tenu de ce facteur et de la très faible qualité de la matrice de prise par âge employée, le Groupe ne disposait pas de base statistique objective à partir de laquelle choisir un modèle comme étant le « cas de base ».

Trois spécifications du modèle ont été effectuées (voir ci-après). Le PASSAGE1 était similaire à l'« essai 5 » de l'évaluation de 2002, à l'exception des éléments suivants : (a) l'indice de la madrague marocaine pour 1998-2004 présenté à la réunion a également été inclus ; (b) plutôt que les prises partielles des deux indices des madragues, elles ont été supposées représenter l'âge 10+ (cf. SCRS/2006/073) ; (c) pour l'indice de la palangre japonaise, avec des prises partielles pour l'âge 5 et au-delà plutôt que l'âge 8 et au-delà ; et, (d) les postulats sur les ratios de la mortalité par pêche relative dans l'année terminale étaient différents. Le PASSAGE2 était identique au PASSAGE1, à l'exception du fait que le ratio de F (F à l'âge 10+ divisé par F à l'âge 9) était augmenté jusqu'à 2.0 pour la période 2001-2004. Le PASSAGE3 était similaire au PASSAGE1 mais il incluait également les indices des canneurs espagnols pour les âges 4 et 5, estimait davantage de paramètres dans l'année terminale et émettait des postulats différents sur la mortalité par pêche relative la dernière année. En outre, le PASSAGE1 incluait des séries alternatives pour la prise par âge 1. On n'a pas tenté de formuler des hypothèses sur un passage alternatif dans lequel la prise globale faisait l'objet d'une inflation pour tenir compte de la sous-déclaration.

Spécifications du modèle pour l'ajustement de la VPA pour le thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée.

	PASSAGE 1	PASSAGE 2	PASSAGE 3
Indices			
ES TR	Oui	Oui	Oui
ES BB1			
ES BB2	Oui	Oui	Oui
ES BB3	Oui	Oui	Oui
ES BB4			Oui
ES BB5			Oui
JLL	Oui	Oui	Oui
MAR TR	Oui	Oui	Oui
CAA 1	Base	Base	Alt.
Frat 01-04	=1.0	=2.0	=1.0
Params 2004			
F1	=0.25 F2	=0.25 F2	=1.0 F2
F2	Est	Est	Est
F3	Est	Est	Est
F4	=1.2 F3	=1.2 F3	Est
F5	=1.6 F3	=1.6 F3	Est
F6	Est	Est	=1.0 F5
F7	=1.0 F6	=1.0 F6	=0.75 F8
F8	Est	Est	Est
F9	=1.5 F8	=1.5 F8	=1.25 F8

La série alternative pour la prise par âge 1 a été développée pour tester la sensibilité des résultats à la diminution observée dans la prise déclarée pour ce groupe d'âge dans la période 2001-2004 (**Figure 22**). Pour ces années, on a émis le postulat que le ratio de la prise par âge 1 par rapport à l'âge 2 serait égal à la moitié du ratio moyen observé historiquement :

$$C_{1y} = C_{2y} \frac{\left(\sum_{i=1960}^{2000} C_{1i} / C_{2i} \right) / 41}{2}, \quad \text{pour } y=2001 \text{ à } 2004.$$

6.2 Méthodes - Ouest

ADAPT-VPA appliquée à l'Atlantique ouest

Les spécifications des paramètres utilisées dans l'évaluation de la VPA de 2006 étaient identiques à celles utilisées dans l'évaluation du cas de base de 2002, bien qu'elles aient été modifiées afin de s'ajuster à un plus grand nombre d'années. Elles sont décrites dans le Rapport de la session d'évaluation du stock de thon rouge de l'Atlantique de 2002 (Anon. 2003a) et sont reprises brièvement ci-après.

Les évaluations de 2006 ($y_{\max}=2004$) estimaient l'abondance de la population au début de 2005 ($N_{y_{\max}+1,a}$) pour les âges $a=3, 5, 7$ et 9 pour l'Atlantique Nord-Ouest. Sur la base des valeurs estimées des paramètres spécifiés ci-dessus ($N_{y_{\max}+1,a}$) les mortalités par pêche ($F_{y_{\max},a-1}$) peuvent donc être calculées. Pour les âges a pour lesquels l'abondance de la population n'est pas estimée, la mortalité par pêche ne peut pas être calculée directement. Pour ces âges, les F doivent être liées aux mortalités par pêche qui sont directement estimées en utilisant un vecteur spécifiant quels âges sont regroupés ainsi que les sélectivités relatives au sein de chaque groupe. Les évaluations de 2006 se basaient sur le postulat que pour l'Atlantique Nord-Ouest les âges 1-3, 4-5, 6-7 et 8-9 sont regroupés et que :

$$\begin{aligned} F_{2004,1} &= 0.318 F_{2004,2} \\ F_{2004,2} &\text{ Est} \\ F_{2004,3} &= 1.0 F_{2004,2} \\ F_{2004,4} &\text{ Est} \\ F_{2004,5} &= 1.0 F_{2004,4} \\ F_{2004,6} &\text{ Est} \\ F_{2004,7} &= 1.0 F_{2004,6} \\ F_{2004,8} &\text{ Est} \\ F_{2004,9} &= 1.0 F_{2004,8} \end{aligned}$$

Les mortalités par pêche F pour l'âge le plus avancé (considéré comme étant un groupe plus comprenant les âges 10 et au-delà) et toute année y sont donnés par $F_{y,10} = r_y F_{y,9}$, où r_y est le ratio de F pour l'année y . Pour l'évaluation du cas de base de 2006, le ratio de F a été prédéfini ($r_y = 1.0$) pour la période 1970-73, estimé par une seule valeur pour la période 1974-81, estimé par une seconde valeur pour la période la plus récente (1982-2004), et sujet à un terme de pénalisation inclus dans la fonction de vraisemblance :

$$-\ell n L = \frac{(\ell n \tilde{r}_y - \ell n \hat{r}_y)^2}{2(\sigma_r)^2}$$

où $\tilde{r}_y$ est le ratio de F attendu pour la période la plus récente (considéré comme étant la valeur postulée pour l'évaluation du cas de base de 1996, 1.14), $\hat{r}_y$ est l'estimation du modèle correspondante et σ_r est la déviation standard de la distribution à priori (supposée être 0.25).

Le taux de mortalité naturelle a été supposé être indépendant de l'âge ($=0.14\text{yr}^{-1}$), tout comme dans les évaluations antérieures.

Passages pour l'Atlantique Ouest

- 1) Passage de continuité : afin de réaliser une comparaison plus étroite avec les résultats de l'évaluation de 2002, on a procédé à la spécification d'un passage utilisant exactement les mêmes indices d'abondance sélectionnés en 2002 (mais étendus pour une période de trois ans, si cela s'avérait pertinent).

- 2) Passage de base : ce passage a été établi de la même façon que le passage de continuité décrit ci-dessus, à l'exception du fait que quatre des indices d'abondance ont été révisés à l'aide de nouvelles méthodes (cf. section 5). Les quatre indices révisés sont le Golfe du Saint Laurent au Canada (ajusté à 13+), la Nouvelle Ecosse au Canada (modèle 4XU), la prospection larvaire dans le Golfe du Mexique (modèle à inflation nulle) et la flottille palangrière nord-américaine dans le Golfe du Mexique (modèle à mesures répétées).
- 3) Passages rétrospectifs : du cas de base remontant à cinq ans en arrière.
- 4) Passage avec extension de la délimitation : afin d'examiner les implications de l'appartenance du thon rouge de la zone centrale au stock ouest, le Groupe a décidé de procéder à un nouveau passage de l'évaluation du cas de base pour les situations dans lesquelles les prises de la Zone 3 (essentiellement la zone entre 45 et 30°W – cf. **Figure 23**) sont considérées comme provenant intégralement du stock ouest, et en conséquence, leur âge était déterminé au moyen de la courbe de croissance utilisée pour le thon rouge de l'Ouest. Pour ce nouveau passage, l'indice standardisé palangrier japonais pour la Zone 3 a été employée en plus de l'indice correspondant pour la Zone 2. La réunion a décidé de ne pas réaliser une évaluation similaire élargie pour inclure les prises de la Zone 4 (et incorporant ainsi la pêcherie au Sud de l'Islande). Le caractère plausible de ces extensions repose sur le postulat selon lequel la majorité du thon rouge capturé dans la Zone ajoutée appartient au stock ouest. Comme ce fut le cas en 2002, la réunion a estimé que l'élargissement à la Zone 4 était moins plausible que celle consistant à inclure la Zone 3.

6.3 Méthodes et analyses réglementaires

On a présenté trois documents concernant les méthodes susceptibles d'être utilisées pour fournir des réponses aux questions de la Commission quant aux effets probables de réglementations alternatives sur la taille minimum et les fermetures spatio-temporelles.

Le SCRS/2006/074 présentait une approche d'analyse de la production par recrue visant à évaluer les effets probables de réglementations alternatives sur la taille minimum et les fermetures spatio-temporelles. Les analyses avaient recours aux paramètres de croissance, maturité et mortalité naturelle actuellement adoptés par le SCRS et à des informations sur la prise par âge spécifique à l'engin par rapport à la prise par âge totale. Le Groupe de travail a décidé d'employer cette approche pour examiner certaines questions sur le stock de l'Atlantique est (cf. section 8.3). Le schéma de sélectivité global de base auquel diverses réglementations ont été comparées était la moyenne de F pour 2003-2004 estimée avec la VPA (cf. Section 7.1). Ce vecteur de mortalité par pêche a été modifié en fonction de certaines combinaisons de réglementations sur la taille minimum et de fermetures spatio-temporelles.

Le SCRS/2006/091 estimait les effets de premier ordre sur la production et la survie susceptibles de s'accroître avec diverses restrictions de tailles. Les résultats devraient être considérés comme ce qui peut être obtenu avec une mise en œuvre parfaite et aucun transfert de l'effort. Ils suggèrent que des limites de tailles entre 30 et 50 kg n'engendrent que de modestes gains à long terme dans la production et la biomasse des âges 5+ de l'Atlantique ouest, et qu'ils sont considérablement atténués par les marges de tolérance. À titre d'exemple, l'avantage en termes de conservation pour l'Ouest d'une limite de taille de 30 kg sans aucune marge de tolérance équivaut grosso modo à une limite de taille de 50 kg avec une marge de tolérance de 15%. Comme la plupart de la prise occidentale dépasse toutes les limites de taille hypothétiques présentement examinées, le fait de permettre que 30% ou plus de la capture soit en deçà de ces limites de taille équivaut à n'avoir aucune limite de taille. D'autre part, même une limite de 30 kg, assortie d'une marge de tolérance de 50%, devrait entraîner de considérables hausses à long terme à la fois au niveau de la survie et de la production du thon rouge de l'Est.

Le SCRS/2006/092 analysait trois nouvelles fermetures spatio-temporelles potentielles visant à réduire les rejets et les prises accessoires du thon rouge et d'autres espèces par la flottille palangrière pélagique atlantique des États-Unis opérant dans le Golfe du Mexique. Bien qu'une diminution ait eu lieu dans les prises, prises accessoires ou rejets pronostiqués des espèces examinées, aucune fermeture ne réduirait les prises accessoires ou les rejets de toutes les espèces examinées, et l'on s'attend à ce que les prises accessoires ou les rejets de certaines espèces augmentent. Dans certains cas, les fermetures de zones ont entraîné une augmentation des rejets de thon rouge, notamment lorsque l'on a examiné la redistribution de l'effort.

6.4 Autres méthodes

D'autres méthodes pour de futures évaluations ont été présentées au Groupe et discutées. Le SCRS/2006/085 présentait notamment les progrès réalisés dans l'élaboration d'un/de modèle(s) opérationnel(s) et de procédures de gestion en réponse aux recommandations du Groupe de travail chargé de développer des stratégies de gestion intégrées et coordonnées pour le thon rouge de l'Atlantique de la Commission (Fukuoka, Japon, 20-23 avril 2005) (ICCAT, 2006), et au programme de recherche du SCRS (Rapport de la réunion de planification 2005 de l'ICCAT pour la recherche sur le thon rouge, Madrid, Espagne, 27-30 juin 2005) (Anon, 2006). Le document décrit certaines spécifications initiales pour le processus de modélisation incluant des délimitations spatiales, des regroupements de taille, des modèles d'estimation (*cf.* SCRS/2006/086, examiné ci-dessous), des règles de contrôle potentielles et des critères de performance.

Le Groupe a formulé plusieurs suggestions : 1) on pourrait peut-être inclure davantage de structure spatiale en Méditerranée ; 2) il est peu probable que des règles de contrôle basées sur la CPUE soient effectives à moins de tenir compte des changements d'engin et de ciblage. Le Groupe a suggéré que l'on pourrait encourager une plus grande coopération dans ces activités en incorporant les efforts dans le Groupe de travail sur les Méthodes du SCRS.

Le SCRS/2006/086 suggérait un modèle d'estimation pour les activités du modèle opérationnel. Les déplacements des poissons entre les régions ont été modélisés comme un processus stochastique continu à états finis. Les taux estimés de probabilités et de migration peuvent informer les modèles d'évaluation des stocks sur les proportions relatives de la population dans chaque région à un moment donné. Les résultats indiquent que les biais et la précision des estimations de vraisemblance maximum sont une fonction des taux de migration et de mortalité, du nombre de marques apposées, des régions où les marques sont déployées et de la durée de la prospection.

Le SCRS/2006/087 présentait une évaluation alternative du stock de thon rouge de l'Atlantique Ouest en utilisant un modèle de production excédentaire d'espace d'états de type bayésien. Dans ce document, une version d'espace d'états du modèle de production excédentaire logistique en conditions de non-équilibre a été ajustée à des indices des tendances du stock du thon rouge de l'Atlantique Ouest à partir de 1989. Les estimations de la raréfaction du stock concordaient avec celles obtenues dans l'évaluation de stocks de 2002, même si les projections étaient bien plus pessimistes.

Le Groupe a signalé que ce modèle est similaire à d'autres modèles d'évaluation en ce que les estimations de la productivité sont relativement incertaines en raison du manque de contrastes dans les données depuis les années 70. Il serait intéressant d'examiner les versions dans lesquelles les données des années 60 pourraient être incorporées adéquatement.

Le SCRS/2006/108 suggérait une approche alternative qui liait le postulat selon lequel la CPUE est proportionnelle à la densité des poissons avec celui de la capturabilité constante de la palangre japonaise. Cette pêche palangrière japonaise est largement répandue dans tout l'Atlantique Nord et la Méditerranée ; c'est pourquoi elle fournit une base pour vérifier la cohérence des évaluations sur le thon rouge pour diverses régions à l'intérieur de cette zone globale. Une illustration initiale, employant la CPUE nominale sur une période récente de cinq ans avec intégration sur la zone sur une base de carrés de 5°x5°, a suggéré que les ratios des abondances relatives du thon rouge dans l'Atlantique Est et la Méditerranée par rapport à l'Atlantique Ouest représentent un rapport d'environ 3:1.

Durant les discussions, un certain nombre de réserves quant à l'approche ont été émises, incluant le caractère représentatif d'une pêche palangrière japonaise limitée en Méditerranée pour cette région, et sur la question de savoir si la capturabilité serait constante dans l'espace compte tenu de l'association des poissons, d'où la pêche avec des caractéristiques océanographiques. Le Groupe a convenu qu'il était nécessaire de réaliser de nouvelles analyses sur une échelle spatio-temporelle plus fine, et désagrégées par classe de taille ou groupe d'âge, avant de pouvoir tirer des conclusions définitives d'une telle approche.

7. Résultats de l'état des stocks

7.1 Etat du stock – Est

Des passages de ADAPT VPA ont été effectués, comme il a été expliqué à la Section 6.1

Diagnostics

La **Figure 24** illustre les ajustements du PASSAGE3 aux indices disponibles. Des tendances résiduelles ont été observées dans tous les cas, notamment pour les indices des madragues et des palangres. Les schémas résiduels pour les PASSAGE1 et PASSAGE2, non illustrés ici, étaient similaires.

La **Figure 25** récapitule les estimations de la biomasse du stock reproducteur (SSB) et de F découlant d'une analyse du mode rétrospectif appliquée au PASSAGE3. Certains biais dans les estimations sont indiqués pour F_{8+} . Tandis que telles analyses n'ont pas été réalisées pour le PASSAGE1 et le PASSAGE2, on pourrait s'attendre à un mode similaire, comme cela s'est également avéré lors de la dernière évaluation.

En résumé, les ajustements de la VPA aux données disponibles pour le thon rouge de l'Atlantique Est continuent à être médiocres, comme ils l'étaient déjà dans des évaluations antérieures. Il semblerait que, parmi d'autres facteurs (p. ex. postulats de modèles), les résultats puissent être davantage affectés par le rétro-calcul de la VPA plutôt que par un ajustement aux indices. La **Figure 26**, qui signale que la tendance estimée du recrutement est étroitement liée à l'ampleur totale des prises, appuie en partie ce raisonnement.

Résultats sommaires de la VPA

La **Figure 27** récapitule les résultats des trois passages en termes d'estimations de la mortalité par pêche, du recrutement et de la SSB. Le Groupe de travail a constaté que tous les passages dépendaient des niveaux de capture déclarée, et la sensibilité des résultats aux sous-déclarations n'a pas fait l'objet de recherches. Ces résultats suggèrent que, depuis 2000, la mortalité par pêche augmente promptement, notamment pour les gros poissons (âges 8+) et que la biomasse du stock reproducteur chute rapidement. Le Groupe de travail a toutefois noté que le mode rétrospectif de la **Figure 25** suggère que le taux auquel ces changements surviennent pourrait être surestimé par des biais dans les ajustements du modèle. Le Groupe n'a pas tenté d'ajuster ces estimations.

Le schéma moyen de mortalité par pêche (moyenne géométrique) pour 2003-2004 estimé avec les trois passages de modèles est illustré à la **Figure 28**. Ne disposant pas d'une base statistique permettant de choisir parmi les trois séries afin de contribuer aux autres analyses, le Groupe de travail a préféré le schéma du PASSAGE3 ($F_a = 0,174 ; 0,366 ; 0,391 ; 0,159 ; 0,54 ; 0,156 ; 0,275 ; 0,296 ; 0,410 ; 0,410$) car il coïncide mieux avec la perception généralement admise de la sélectivité combinée des divers engins ciblant actuellement le thon rouge de l'Atlantique Est. La **Figure 29** illustre les tendances de la sélectivité à l'âge obtenue du PASSAGE3. Il est apparent qu'à partir de 1994 environ, un changement a eu lieu, en ce que des poissons plus grands ont été sélectionnés. Ce phénomène est résumé à la **Figure 30** qui montre les tendances moyennes de la sélectivité pour les âges 2-4 et 8+. Ce résultat est conforme au déplacement constaté dans les activités des senneurs, lesquels sélectionnent de plus gros thons rouges destinés aux opérations d'engraissement.

Les résultats du PASSAGE3 sont fournis au **Tableau 11**.

Analyses des classes d'âge

Les résultats des analyses des classes d'âge d'après les données de la CPUE palangrière japonaise sont présentés à la **Figure 31**. Les estimations de la mortalité totale sont présentées au **Tableau 12**, conjointement avec les estimations correspondant aux données sur les madragues espagnoles qui ont été analysées dans le SCRS/2006/072. Aux fins de comparaison avec les résultats signalés antérieurement, la mortalité totale pour les âges 10+ estimée à partir du PASSAGE3 a été utilisée ; on calcule la moyenne de ces valeurs de Z pour une période de cinq ans correspondant au moment où la cohorte a pénétré dans le groupe d'âge 10+ (à titre d'exemple, pour la cohorte de 1990, l'entrée de la VPA est la moyenne Z_{10+} pour 2000-2004).

Etant donné que les estimations de la classe d'âge de Z au **Tableau 12** sont calculées par cohorte, elles ne sont pas directement comparables avec les séries temporelles. Toutefois, elles fournissent des estimations de la mortalité totale moyenne que des cohortes successives ont expérimentée. Le jeu de données des madragues espagnoles dégage une forte tendance à la hausse de la mortalité dans le temps, mais la tendance de la palangre japonaise est plus faible. Les estimations de Z à partir de la VPA signalent aussi une hausse dans le temps.

Conclusions sur l'état du stock

Les résultats de l'évaluation de 2006 indiquent que la biomasse du stock reproducteur (SSB) continue à chuter tandis que la mortalité par pêche augmente rapidement, notamment pour les gros thons rouges.

La chute de la SSB apparaît en évidence dans les résultats d'un modèle structuré par âge (VPA) qui a utilisé des données déclarées de CPUE et de capture, qui estiment que la récente SSB (2000-2004) s'élève à 48% du niveau estimé au début de la série temporelle (1970-1974). La chute de la SSB semble se prononcer davantage ces quatre ou cinq dernières années (**Figure 27**). Même si les estimations de modèles pour ces dernières années doivent être jugées avec prudence en raison des imprécisions, la chute de la SSB est également manifeste d'après les indicateurs des pêcheries, tout comme le recul des taux de capture des madragues fixes marocaines et espagnoles situées dans l'Atlantique Est et qui capturent de gros thons rouges (en général âges 10 ou plus), lorsque ces derniers pénètrent en Méditerranée pour se reproduire. Les prises de thons rouges géants réalisées par certaines pêcheries sportives ont également connu un brusque recul.

L'augmentation de la mortalité des gros thons rouges estimée avec le modèle structuré par âge coïncide avec le changement de ciblage désormais dirigé vers les spécimens plus grands destinés à l'engraissement. Des analyses de classes d'âge indépendantes qui ne dépendent pas des données des pêcheries (c'est-à-dire des échantillons de taille), réalisées avec les données sur les madragues espagnoles (qui capturent principalement de gros thons rouges) signalent également une hausse de la mortalité totale des gros reproducteurs.

Cette opinion ne tient compte que des informations limitées disponibles jusqu'à 2004. Les développements survenus depuis 2004 pourraient avoir accéléré les schémas récemment décrits.

7.2 Etat du stock – Ouest

Trois analyses ADAPT VPA ont été réalisées à l'aide du logiciel VPA-2Box. Dans le premier passage, dénommé « passage de continuité », les analyses ADAPT de 2002 ont été répétées, à l'exception du fait que les indices et les captures incluaient les données jusqu'à 2004 au lieu de 2001, comme dans l'évaluation de 2002. Les indices utilisés dans le passage de continuité avaient recours aux mêmes traitements pour la standardisation que ceux utilisés en 2002. Dans le deuxième passage, dénommé « évaluation du cas de base », les données ont été reportées jusqu'à 2004 et de nouveaux traitements de standardisation pour plusieurs des indices ont été incorporés (cf. Section 5). Une troisième VPA a été effectuée, dans laquelle on a postulé que la délimitation du stock de l'Atlantique Ouest s'étendait à l'est afin d'inclure l'Atlantique central (zone 3), dénommée le « passage de la délimitation étendue ». Ceci s'est fait en incorporant les prises palangrières japonaises de l'Atlantique central dans une évaluation du stock ouest et également en incorporant l'indice de la CPUE palangrière japonaise de la Zone 3. Les trois évaluations ont toutes employé les mêmes spécifications de paramètres pour les âges de la dernière année qui étaient estimés, les liens entre les âges au cours de la dernière année, les F-ratios et la pondération égale de la même suite d'indices (à l'exception de l'inclusion de l'indice palangrier japonais de la Zone 3 pour le passage de la délimitation étendue). Ces spécifications étaient exactement identiques à celles utilisées pour l'évaluation de 2002.

VPA – Passage de continuité

Les résultats du passage de continuité sont fournis au **Tableau 13**. La **Figure 32** compare les résultats à l'évaluation de 2002 pour les tendances du recrutement, du taux de mortalité par pêche et de la biomasse reproductrice. Le passage de continuité indique une SSB plus élevée ces dernières années et une variabilité de recrutement à la fin des années 90 plus faible que ce qui avait été indiqué dans le cas de base de 2002. Ces deux caractéristiques sont escomptées compte tenu de l'historique des captures et des indices depuis 2002.

VPA – Passage du cas de base

Les résultats du passage du cas de base sont illustrés au **Tableau 14** et à la **Figure 33**. La **Figure 33** présente les résultats par rapport à l'évaluation de 2002 et au passage de continuité aux fins des tendances du recrutement, du taux de mortalité par pêche et de la biomasse reproductrice.

VPA – Passage de la délimitation étendue

Les résultats du passage de la délimitation étendue sont donnés au **Tableau 15**. La **Figure 34** présente les résultats par rapport au passage du cas de base de l'évaluation de 2002 aux fins des tendances du recrutement, du taux de mortalité par pêche et de la biomasse reproductrice.

VPA – Analyse rétrospective

Une analyse rétrospective a été réalisée pour la VPA de base. Les valeurs d'entrée les plus récentes des indices de capture et d'abondance ont été séquentiellement retirées du scénario du cas de base, et le modèle a effectué un autre passage. Les estimations du recrutement étaient plus sensibles au retrait rétrospectif de données que ce ne fut le cas pour la VPA de base de 2002, mais elles ne dégagèrent néanmoins pas de schéma cohérent. Par rapport au scénario de base (y compris les données de capture et d'indices jusqu'à 2004), les recrues estimées dans les années 1995/1996 ont chuté d'environ 50% lorsque le modèle a retiré les données des trois dernières années (données jusqu'à 2003, 2002, 2001) (**Figure 35**, recrues). Comme cela était vrai pour l'évaluation de 2002, les estimations de la SSB sont sensibles au retrait rétrospectif des données et ne montrent aucune convergence dans le passé ; la série temporelle la plus longue fournissant des estimations de biomasse plus élevées. Pareillement, les séries plus longues donnent des estimations plus faibles de la mortalité par pêche sur la classe d'âge la plus sélectionnée (**Figure 35**).

Autres résultats – Analyse itérative de cohortes

Lorsque la prise par âge est connue avec une confiance raisonnable, la propriété de convergence de l'analyse de population rétro-séquentielle fournit un outil puissant pour reconstruire des estimations passées sur les stocks et la mortalité par pêche à l'âge. Dans les cas où la mortalité par pêche est suffisamment élevée, on peut s'attendre à ce que les estimations de F convergent rapidement vers une valeur stable. Des équations standard d'analyse de cohortes ont été utilisées pour estimer de manière itérative la mortalité par pêche en 2004 comme les moyennes de l'âge spécifique de F en 2002-2003 à l'aide de la prise par âge du thon rouge de l'Atlantique Ouest de 1970 à 2004 pour les âges 1 à 15+. F sur le groupe de 15+ et sur l'âge 14 a été pris comme la moyenne de F sur les âges 10 à 13 de la même année. Comme dans l'évaluation, on a postulé que M était 0,14 pour tous les âges et toutes les années.

Afin de tester la convergence, le processus a démarré avec des F postulés en 2004 (F_{init}) de 0,05 ; 0,10 et 0,40 pour tous les âges. La **Figure 36** ci-dessous montre que les vecteurs de F ne se distinguent pas les uns des autres.

Appliquée au thon rouge de l'Atlantique Ouest, l'approche a fourni des résultats qui semblaient improbables pour les récentes années (carrés dans **Figure 37**) – les mortalités par pêche ces dernières années accusaient une hausse marquée sur tous les âges, alors que l'effort de pêche pouvaient être considéré comme étant relativement constant. Ceci pourrait indiquer qu'il manque des prises, c'est-à-dire que la prise par âge pour certaines cohortes diminue rapidement et que les modèles d'analyse de cohortes attribuaient la baisse des captures à de fortes mortalités par pêche.

Une explication alternative pourrait être qu'il manque effectivement des captures de la prise par âge du thon rouge de l'Ouest. Afin de tester cette considération, l'analyse a été répétée avec les prises palangrières japonaises dans les zones 3 et 4. Les résultats concordent davantage avec ce qui avait été anticipé (losanges à la **Figure 37**). Ceci pourrait être interprété comme une preuve indirecte que les prises palangrières japonaises dans les zones 3 et 4 et les prises dans les zones 1 et 2 (la prise par âge du thon rouge de l'Atlantique Ouest) exploitent un groupe commun de poissons.

La **Figure 38** illustre la bonne concordance entre les tendances temporelles dans F 's à l'âge d'après l'analyse itérative de cohortes incluant les prises palangrières japonaises dans les zones 3 et 4 (losanges) et celles de l'évaluation calibrée du Groupe (carrés) lorsque les prises palangrières japonaises dans la zone 3 sont incluses dans l'analyse.

8. Projections

8.1 Projections – Est

Au cours de la dernière décennie, un changement global de ciblage s'est opéré, affectant les gros thons rouges (**Figure 30**). Comme la majorité de ces poissons sont destinés aux opérations d'engraissement, il est de plus en plus difficile de déterminer avec précision leur taille et leur composition démographique, ce qui, à son tour, affecte la qualité des analyses. En outre, les TAC pourraient provoquer la sous-déclaration des prises globales, ce qui est nuisible à l'évaluation, et les réglementations sur la taille minimum pourraient affecter les informations sur les captures des petits thons rouges. Si l'on ajoute à ces facteurs l'absence de données historiques fiables pour de nombreuses flottilles, il est impossible de réaliser avec confiance un suivi du stock, et il est donc facile

de ne pas détecter une situation de grave surpêche. L'éventualité d'une grave surpêche dans un avenir proche est réelle compte tenu de la capacité de pêche estimée de toutes les flottilles combinées (cf. **Tableau 4**).

Il convient de noter que si le schéma de sélectivité global s'est effectivement porté sur des poissons de plus grande taille, ce phénomène devrait entraîner des niveaux améliorés de production par recrue. A titre d'exemple, la production par recrue en conditions d'équilibre obtenue avec le schéma de mortalité par pêche de 2003-2004 (**Tableau 19**) est supérieure de 25% à la valeur qui avait été calculée dans l'évaluation de 2002 en utilisant le schéma de sélectivité pour 2000. Dans la pratique, il faudrait de nombreuses années pour que de tels changements de la production par recrue se traduisent en changements de la production réelle en conditions d'équilibre en raison de la longévité des espèces ; ce phénomène dépendrait également de la constance du recrutement et de la stabilité de la sélectivité de toutes les flottilles combinées.

8.2 Projections – Ouest

Le Groupe a convenu qu'il serait utile de fournir un aperçu à court terme des changements de la taille du stock reproducteur et de la production en fonction de diverses options de gestion. On se concentrerait sur le fait de déterminer les tendances de ces facteurs dans le temps jusqu'à ce qu'une nouvelle évaluation soit diligentée. Le Groupe a donc décidé que des projections quinquennales seraient la méthode la plus appropriée. Il s'est, en outre, mis d'accord sur le fait que les futurs niveaux de recrutement pourraient être similaires aux niveaux récemment atteints. Par ailleurs, plus de cinq années seraient nécessaires avant que des changements au niveau des réglementations entraînent des modifications appréciables de la biomasse reproductrice. En conséquence, on a postulé que le recrutement futur fluctuait entre les niveaux estimés par la VPA entre 1976 et 2001 (cf. Section 7.2) plutôt que comme une fonction de la biomasse reproductrice. Les résultats ont été examinés afin d'obtenir les tendances quinquennales et de les comparer aux points de référence.

Spécifications

Les projections pour le stock ouest se basent sur des répétitions du bootstrap des matrices de mortalité par pêche par âge et des matrices d'abondance par âge (sans correction des biais) pour l'évaluation du cas de base correspondante. Le Groupe a décidé de se concentrer sur des projections à court terme (cinq ans). Les spécifications techniques complètes pour les projections suivent celles qui ont été fournies dans le Rapport de la session d'évaluation du stock de thon rouge de l'Atlantique de 2002 (Anon, 2003a), à l'exception de ce qui est exposé ci-dessous.

On a postulé que le recrutement suivait le schéma estimé pour les années allant de 1976 à 2001. Comme lors d'évaluations antérieures, on a jugé que les estimations du recrutement pour les trois dernières années étaient moins fiables et elles ont donc été exclues. Les évaluations précédentes envisageaient des rapports géniteurs-recrutement à 2 lignes et de Beverton-Holt pour les projections à long terme ; toutefois, le Groupe a estimé qu'il serait plus opportun de baser les projections à court terme sur les estimations du recrutement elles-mêmes plutôt que sur un rapport fonctionnel estimé à partir de celles-ci. La variabilité du recrutement a été simulée en ré-échantillonnant de façon aléatoire les estimations du recrutement de 1976-2001. Les valeurs du recrutement issues de la VPA pour 2002-2004 ont été remplacées par la moyenne de 1976-2001. On a par conséquent recalculé l'abondance par âge et la mortalité par pêche à l'âge pour les âges 1-3 au début de 2004 en projetant ces recrutements obtenus dans les prises par âge connues.

Le recrutement partiel (qui combine les effets de la sélectivité de l'engin et de la disponibilité du poisson par âge) a été calculé à partir des valeurs de la moyenne géométrique normalisée (ré-échelonnée) de la mortalité par pêche à l'âge pour les années 2001-2003.

On a postulé que la prise au titre de 2005 pour les projections du cas de base était égale aux estimations préliminaires de 1.766 t. On a postulé que la prise au titre de 2006 était égale au quota actuel de 2.700 t. Au-delà de 2006, on a continué les projections en utilisant différents niveaux de prise constante dans la mesure où ces prises constantes étaient compatibles avec l'abondance de la population. A cette fin, la mortalité par pêche totale a été limitée pour ne pas dépasser $2,0 \text{ yr}^{-1}$. En outre, des projections ont été réalisées postulant des taux de mortalité par pêche constante à $F_{0,1}$, F_{PME} (considérée comme $F_{\max}$ dans ce cas) et F actuel.

Résultats

La **Figure 39** illustre les effets des projections quinquennales jusqu'à 2009 sur la SSB et F_{8+} pour des projections de prises constantes de 0 t, 500 t, 1.000 t, 1.500 t, 2.300 t, 2.700 t et 3.000 t. En outre, une projection

a été réalisée avec l'actuel F (prise de 2005 telle que spécifiée, 2006-2007 aux niveaux de F actuels) et est également incluse dans la **Figure 39**. Les points de référence associés sont fournis au **Tableau 16**.

La perspective à court-terme qui ressort de ces analyses ne suggère pas des changements majeurs de l'abondance à des niveaux de capture proches du quota actuel. Toutefois, il convient de reconnaître qu'il est peu probable que des changements à court-terme se manifestent clairement dans ces délais.

Poids à l'âge alternatif

Lors de la réunion, on a présenté les données de taille (FL) et de poids (kg, poids vif) des poissons capturés en 2005 dans le Golfe du Saint Laurent au Canada. Or, ces données ne concordaient pas avec le rapport taille-poids utilisé par le SCRS pour ses projections (**Figure 40**), les poids observés étant généralement inférieurs aux pronostics. Ces observations coïncidaient avec les rapports émanant d'autres pêcheries de thon rouge de l'Ouest, y compris les pêcheries du Golfe du Maine et de Caroline du Nord.

Si cette tendance d'un poids à l'âge plus faible persiste et s'étend à l'ensemble de la population, cela pourrait engendrer une mortalité par pêche supérieure à ce qui était escompté, dans le but d'atteindre des biomasses de capture données. Après avoir examiné les résultats d'une projection quinquennale additionnelle utilisant un rapport taille-poids différent, le Groupe de travail a conclu qu'il était peu probable que la divergence observée en 2005 entraîne une différence majeure (>10%) dans les paramètres de population tels que la SSB.

Effet des fermetures

Un Groupe de travail chargé de développer des stratégies de gestion intégrées et coordonnées pour le thon rouge de l'Atlantique, établi à l'initiative de la Commission, a sollicité des avis sur : a) l'impact de la fermeture de la pêche à l'ouest (zones 1 et 2) pour le premier semestre de l'année ; b) la suppression de la délimitation actuelle dans l'Atlantique central ; et c) ces mesures conjuguées.

Cette requête a d'abord été formulée dans le contexte de l'impact sur la population de thon rouge dans les zones 1 et 2, traitée comme un stock isolé, et l'examen a porté sur deux considérations.

La première a postulé qu'aucun pays ne pêcherait au cours de cette période et a envisagé l'impact de cette absence de pêche, dans l'hypothèse que le schéma et l'envergure de la pêche ne changeraient pas durant le reste de l'année. Pour les dix dernières années dont nous disposons de données (1995 à 2004), la proportion de la capture par poids réalisée au cours du premier semestre a fluctué entre 5% et 32%, avec une moyenne de 17%. Cette réduction moyenne du TAC actuel (de 2.700 t) s'élèverait à une prise annuelle d'environ 2.240 t. La **Figure 41** compare des projections déterministes de la biomasse reproductrice avec cette capture (pour le deuxième semestre de chaque année) avec des projections d'une capture de 2.700 t pour chaque année complète, comme c'est le cas à présent. Sur les cinq années à venir, ce changement entraînerait une augmentation de la biomasse reproductrice de quelque 9%.

Ce résultat ne doit pas nous faire perdre de vue que le niveau de la pêche augmenterait probablement dans une certaine mesure au deuxième semestre de l'année si la pêche n'avait pas lieu au cours du premier semestre, de telle façon que la hausse de la biomasse reproductrice, dans la pratique, ne serait pas aussi forte qu'indiqué ci-dessus. De surcroît, ce calcul suppose que les sélectivités par âge pour les diverses pêcheries opérant dans l'Ouest sont les mêmes tout au long de l'année. Toute différence modifierait dans une certaine mesure le résultat fourni ci-dessus, mais il n'est pas possible d'effectuer les calculs associés, étant donné que les évaluations actuelles pour l'Ouest excluent l'éventualité que les modes de sélectivité des pêcheries changent au cours de l'année.

La deuxième considération portait sur l'interprétation selon laquelle l'objectif fondamental de la fermeture suggérée était de réduire l'impact de la pêche sur les gros poissons afin d'améliorer le niveau de la biomasse reproductrice. A cette fin, on a d'abord calculé les effets maximaux susceptibles d'être atteints par une telle stratégie, laquelle consisterait à éliminer complètement la mortalité par pêche des poissons d'âge avancé. Deux approches alternatives ont donc été examinées : a) le maintien du TAC annuel (dans la mesure du possible) à 2.700 t en augmentant la mortalité par pêche des poissons plus jeunes ; et b) le maintien de la mortalité par pêche de ces jeunes poissons au niveau moyen de 2001-2003, avec, comme conséquence, une baisse immédiate des prises. Des calculs ont été effectués aux fins d'une élimination de la mortalité par pêche pour les poissons d'âge 10+ et 8+.

Les **Figures 42 à 45** comparent, respectivement, les projections pour la biomasse reproductrice, la biomasse immature, la production annuelle et la mortalité par pêche (des thons rouges âgés de 7 ans) pour le cas de base et ces quatre scénarios d'élimination de la mortalité par pêche des poissons plus âgés. Pour l'approche a) du maintien du TAC actuel, la stratégie visant à protéger les poissons plus âgés aboutit effectivement à un accroissement de la biomasse reproductrice dans les cinq prochaines années, de quelque 26%, si les poissons d'âge 8+ sont protégés. Toutefois, ce résultat est obtenu au détriment d'une réduction appréciable de la biomasse des thons rouges immatures (77%) au cours de cette période, ce qui nécessite une hausse substantielle (probablement difficilement applicable) de la mortalité par pêche, de telle façon qu'il devient vite impossible de maintenir une capture annuelle de 2.700 t.

Manifestement, cette réduction appréciable de la biomasse immature, conjuguée à une élévation inévitable de la mortalité par pêche des poissons plus petits (âge 7 et en-deçà) destinée à continuer d'essayer de pêcher le TAC actuel, augmenterait en affectant négativement la biomasse reproductrice. On obtient une indication des conséquences à long-terme si l'on considère les changements de la PME (aux niveaux de recrutement actuels) et la biomasse reproductrice qui permet de l'obtenir. Ceux-ci et les valeurs correspondantes de production par recrue sont indiqués dans le tableau ci-dessous, mais il convient de noter qu'ils se fondent sur le postulat selon lequel le recrutement demeure à son niveau moyen au cours de la période 1976-2001.

	<i>Sélectivité actuelle</i>	<i>N° F pour 10+</i>	<i>N° F pour 8+</i>
PME (R actuel) (t)	3.200	2.000	1.500
SSB à PME (t)	16.100	9.200	8.900
Y/R à PME (kg)	42,3	26,8	19,9
S/R à PME (kg)	213	121	117

Il ressort clairement de ce tableau que le fait de modifier le mode de sélectivité de la pêche afin d'éviter les gros poissons n'entraîne pas de bénéfices à long-terme en ce qui concerne la production par recrue ou la biomasse reproductrice par recrue.

Toutefois, si l'on parvenait à éliminer la mortalité par pêche des poissons plus âgés à l'aide de l'approche b) consistant à maintenir la mortalité par pêche des jeunes poissons au niveau actuel, on obtiendrait un accroissement considérablement supérieur de la biomasse reproductrice à court et à long terme (p. ex. 36% dans les cinq prochaines années pour protéger les thons rouges de 8+ ; cf. **Figure 42**), même si ceci donnerait lieu à une diminution des captures, qui descendraient en-deçà des 1.000 t pour les cinq prochaines années et au-delà en protégeant les thons rouges d'âge 8+ (cf. **Figure 44**).

Les fermetures à l'Ouest visant essentiellement à réduire la mortalité des gros poissons auraient de moindres répercussions que les extrêmes indiqués ci-dessus. Ces extrêmes reflètent une faible hausse de la biomasse reproductrice à court terme si le TAC actuel est maintenu. Cette augmentation est plus importante si la mortalité par pêche actuelle des petits poissons est maintenue, mais les prises diminuent de manière appréciable. A plus long terme, les deux approches entraîneraient une utilisation de la ressource considérablement inférieure au maximum possible en termes de production par recrue.

Il est difficile d'identifier les effets de la composante de ces requêtes liées à la suppression de la délimitation existante dans l'Atlantique centrale en raison du peu d'informations dont on dispose sur la façon dont la répartition des poissons peut changer en réponse à une telle modification réglementaire, et sur l'ampleur du mélange des poissons originaires de l'ouest et de l'est. Cette dernière déficience provient des incertitudes planant sur les évaluations de VPA, notamment celles pour l'Est plus la Méditerranée. Or, comme la prise dans l'Atlantique Ouest est relativement faible par rapport à la prise de l'Atlantique Est plus Méditerranée, l'impact potentiel de la suppression de la ligne sera relativement faible à l'Est. D'autre part, si un grand volume d'effort et de capture était déplacé de l'Atlantique Est à l'Atlantique central et vers le littoral nord-américain, l'impact négatif sur l'abondance des poissons dans l'Atlantique Ouest, y compris les géniteurs ouest-atlantiques, pourrait être grave.

8.3 Evaluation d'alternatives de gestion – Est¹

8.3.1 Considérations sur la résolution des données

Afin de fournir une base améliorée pour l'évaluation des effets possibles des différentes options de gestion sur la ressource et l'état de la pêcherie, on a utilisé des données de prise par taille de haute résolution spatio-temporelle (provenant des nombreuses substitutions, cf. section 8.3.21 ci-dessous) recueillies auprès de flottilles représentatives de l'Atlantique Est et la Méditerranée, dans le but d'estimer la distribution temporelle des récentes captures (2000-2004) de juvéniles (<130 cm FL) et de thons rouges reproducteurs (>130 cm FL) dans l'Atlantique Est et en Méditerranée. Le **Tableau 17** fournit la répartition mensuelle des prises estimées par catégorie de taille et par zone.

Ces données indiquent que les prises de poissons juvéniles en Méditerranée représentent environ 46% du total récent pour l'Atlantique Est et la Méditerranée et environ 60% du total des poissons reproducteurs. Inversement, les captures dans l'Atlantique Est représentent 54% du total des prises récentes de juvéniles et 40% de la prise des poissons reproducteurs.

En Méditerranée, près de 60% de la prise totale des poissons reproducteurs est réalisée pendant les mois de mai à juillet, tandis qu'environ 36% de la prise totale des poissons reproducteurs s'effectue dans l'Atlantique Est essentiellement pendant les mois d'août à décembre. En Méditerranée, les prises de juvéniles, entre mai et juillet, représentaient environ 18% de la prise totale de juvéniles. Or, dans l'Atlantique Est, les prises de juvéniles, entre août et décembre, représentaient environ 30% de la prise totale de juvéniles. Il convient cependant de noter que les fortes sous-déclarations potentielles en Méditerranée (cf. Section 4) risquent de sous-estimer les pourcentages de la capture méditerranéenne de juvéniles et de reproducteurs. Si l'on postule que les prises en Méditerranée s'élèvent à environ 43.417 t, plus de 70% de la prise totale de poissons reproducteurs aurait lieu en Méditerranée, entre mai et juillet, au lieu de 60%.

Sur la base des schémas signalés à la **Figure 46**, il est manifeste que des réductions de capture des juvéniles et des reproducteurs, conjuguées à des fermetures spatio-temporelles de diverses durées et dans différentes zones, pourraient apporter des bénéfices au stock. En ce qui concerne le niveau de plus en plus élevé de la pêche pendant la saison de frai en Méditerranée, le Groupe a accordé davantage d'attention aux options de fermetures spatio-temporelles visant à protéger les reproducteurs. En général, le Groupe estime que l'impact positif sur le stock serait potentiellement accru si l'on agrandissait les cantonnements et allongeait les périodes de fermeture en raison du caractère migrateur du stock et de la mobilité de la flottille, deux facteurs susceptibles de compromettre les gains potentiels des zones réduites et des fermetures temporelles de courte durée.

Le potentiel des bénéfices à long-terme pour le stock et les pêcheries a été évalué pour un ensemble sélectionné de fermetures spatio-temporelles identifiées par le Groupe sur la base des informations fournies à la **Figure 46**, et également en association avec d'autres options de gestion. Ces résultats sont discutés ci-dessous.

8.3.2 Evaluations de fermetures spatio-temporelles et de tailles minimum spécifiques

Aux fins de l'évaluation de différentes fermetures spatio-temporelles, il a été nécessaire de construire un jeu de données de prise par âge par type d'engin, mois et zone. Cette tâche nécessite bien plus de substitutions que s'il s'agissait de créer la matrice typique de prise par âge (qui s'étend à l'ensemble du stock et est regroupée par an), étant donné que les données de prise et de la Tâche II ne sont pas déclarées à l'ICCAT avec suffisamment de détails (cf. **Tableau 18** et **Figure 47**). C'est pourquoi il faut considérer les analyses présentées comme étant préliminaires car les données doivent être vérifiées avant que les analyses soient réexaminées à la réunion des Groupes d'espèces en septembre 2006.

Quatre types d'analyses ont été réalisées : (a) effet des différentes périodes temporelles utilisées comme base pour définir le vecteur de mortalité par pêche ; (b) évaluation de tailles minimum et de fermetures alternatives en ayant recours au vecteur de mortalité par pêche estimé pour 2003-2004 comme niveau de référence ; (c) effet d'un niveau de tolérance et/ou erreur de mise en œuvre des réglementations de tailles minimum ; et (d) effet de l'erreur de mise en œuvre et/ou de la redistribution de l'effort de pêche dans les fermetures spatio-temporelles.

a) Passages de sensibilité pour différentes périodes de référence et vecteurs de mortalité par pêche.

¹ Les analyses ont été actualisées pendant la réunion du Groupe d'espèces sur la base de données de prise par taille améliorées. Les résultats sont présentés dans une Annexe au présent Rapport.

Différentes options ont été examinées pour les analyses de production par recrutement. Tout d'abord, la période de référence 1990-1994 a été considérée et l'on a utilisé la mortalité par pêche estimée par la VPA pour cette période lors de l'évaluation de stock de 2002 (cf. SCRS/2006/074). Alternativement, on a utilisé le nouveau vecteur de mortalité par pêche estimé pour la période la plus récente 2003-2004 (cf. Section 7.1). Un troisième vecteur de mortalité par pêche a été construit sur la base des postulats sur les sous-déclarations avec différents engins, de telle façon que la prise totale s'élevait à 43.000 t en Méditerranée (c'est-à-dire l'estimation de capacité moyenne réalisée par le Groupe de travail) et à environ 50.000 t pour le stock dans son ensemble. Les trois vecteurs de mortalité par pêche utilisés sont illustrés à la **Figure 48**. Dans tous les cas, on a eu recours à la nouvelle prise par âge par engin, zone et mois (à la suite des nouvelles règles de substitution adoptées dans Anon (2005)) afin de calculer les ratios de capture par engin dans les différents scénarios. Les principaux engins considérés étaient la senne méditerranéenne (PSmed), la palangre méditerranéenne (LLmed), autres engins méditerranéens (OTmed), la palangre à l'Est (LLeast), la canne à l'Est (BBeast), autres engins à l'Est (OTeast).

Les scénarios examinés pour ces analyses de sensibilité étaient les suivants:

<i>Cas</i>	<i>Mesure de gestion</i>
1	Cas de base
2	Protection âge 1
3	Protection âge 2
4	Fermeture en Méditerranée durant juin-juillet
5	Fermeture dans l'Atlantique Est et en Méditerranée durant juin-juillet
6	Protection âge 1 et fermeture en Méditerranée durant juin-juillet
7	Protection âge 1 et fermeture dans l'Atlantique Est et en Méditerranée durant juin-juillet
8	Protection âge 2 et fermeture en Méditerranée durant juin-juillet
9	Protection âge 2 et fermeture dans l'Atlantique Est et en Méditerranée durant juin-juillet
10	Fermeture en Méditerranée durant mai-juin-juillet

Les résultats des analyses de sensibilité sont récapitulés au **Tableau 19**. Les valeurs de mortalité par pêche actuelles et correspondant à la période 1990-1994 sont toutes deux en-dessus de la mortalité par pêche nécessaire pour atteindre la production maximale par recrutement ($F_{mult}=0,62$ et $0,29$ respectivement). Comme les valeurs de mortalité par pêche ont augmenté entre [1990-1994] et [2003-2004], la production par recrutement en conditions d'équilibre sous F actuel est plus faible que celle qui serait obtenue en gardant la mortalité par pêche de 1990-1994 (10,78 kg par opposition à 10,92 kg), et les différentes mesures de gestion ont un impact plus fort par rapport au statu quo. Dans le scénario avec « inflation » de la mortalité par pêche pour examiner les sous-déclarations, la production à long-terme est même plus faible (9,96 kg) et les bénéfices des mesures de gestion sont plus élevés par rapport au statu quo.

La **Figure 49** illustre les effets transitionnels pour les différents types d'engin en fonction des trois vecteurs de mortalité par pêche qui sont testés. Les bénéfices et les pertes pour diverses pêcheries sont bien plus prononcés avec le vecteur de mortalité par pêche de 2003-2004 (avec ou sans sous-déclaration) qu'ils ne le sont avec le vecteur F pour 1990-1994. Le Groupe a décidé de tester diverses autres mesures de gestion en utilisant le vecteur F de 2003-2004 sans sous-déclaration.

b) Effet des mesures de gestion potentielles sur la production par recrutement

L'effet des réglementations potentielles de taille minimum (10 kg ou 25 kg), des fermetures de zones (Méditerranée ou Méditerranée et Atlantique Est), des fermetures temporelles (mai-juillet, juin-juillet ou juin-septembre) et des fermetures d'engins (senne ou tous les engins), ainsi que différentes combinaisons de ceux-ci, a été calculé à l'aide du vecteur de mortalité par pêche de 2003-2004 sans sous-déclaration. Le **Tableau 20** et les **Figures 50** et **51** illustrent les résultats pour les différentes mesures de gestion testées, y compris les effets spécifiques aux pêcheries. Dans les Figures, le niveau du ratio potentiel de reproduction (SPR) de 20% est marqué ; ce niveau de référence a été utilisé comme limite dans d'autres instances de pêcheries.

La fermeture de la zone de l'ensemble du stock, Atlantique Est et Méditerranée, entre mai et juillet (soit comme mesure unique, soit combinée avec une taille minimum de 10 kg ou 25 kg) a dégagé de plus grands bénéfices en termes de ratio potentiel de reproduction (SPR, exprimé par rapport à la biomasse reproductrice vierge par

² Dans ces analyses, F_{mult} est une constante qui multiplie le vecteur de mortalité par pêche postulée. A titre d'exemple, si le F_{mult} pour atteindre Y_{max} est $0,29$, cela signifie que le taux de mortalité par pêche pour tous les âges doit être ramené à 29% du niveau actuel, afin de permettre la production maximale par recrutement.

recrutement). Les scénarios qui débouchent sur les plus grands gains de SPR (cas 2, 5, 9, 11, 22 et 24 à la **Figure 52**) fournissent des gains modestes dans la production en conditions d'équilibres, ou même des pertes. Le reste des scénarios ont dégagé des gains au niveau du SPR et de la production par recrue (YPR), même si les scénarios ne permettraient pas tous de rétablir le stock au-dessus de 20% du SPR. Des bénéfices plus faibles au niveau du SPR seraient obtenus avec une taille minimum de 10 kg, et des bénéfices plus élevées au niveau de la YPR seraient obtenus si une taille minimum de 25 kg était mise en œuvre, accompagnée de la fermeture de l'Atlantique Est et de la Méditerranée pendant la période juin-septembre.

En règle générale, des niveaux de SPR plus élevés ont été obtenus avec des fermetures de zone (cas 5 et 6) qu'avec des réglementations de taille minimum (cas 7 et 20), et de plus forts bénéfices en termes de SPR et YPR seraient atteints avec des fermetures en mai-juillet (cas 2) plutôt qu'avec des fermetures en juin-septembre (cas 4).

La production par recrutement à long-terme augmenterait pour Palangre Est et « Autres » Est dans n'importe quel scénario testé, et la YPR pour les senneurs méditerranéens diminuerait dans tous les scénarios, exception faite du 7 et du 20 (tailles minimum de 10 kg et 25 kg, sans mesure d'accompagnement). La palangre et les autres engins en Méditerranée ne verraient chuter leur production qu'avec certaines fermetures en Méditerranée (soit avec des fermetures dans l'Est, soit avec des réglementations de taille minimum), ce qui entraînerait une hausse de la production des canneurs de l'Est (**Figure 53**).

La **Figure 54** illustre les effets transitionnels spécifiques à la pêche des différentes réglementations de gestion testées. Les résultats sont indiqués pour les 10 premières années après la mise en place de la réglementation. De plus longues simulations ont montré que les effets se stabilisent après environ 15 ans.

c) Erreur de mise en œuvre et/ou tolérance des réglementations de taille minimum

Les réglementations de taille minimum peuvent entraîner des erreurs de mise en œuvre pour diverses raisons, telles que les rejets des pêcheries de prises accessoires, les sous-déclarations, etc. L'effet de l'erreur de mise en œuvre ou des niveaux de tolérance des réglementations de taille minimum sur la YPR ou le SPR est illustré à la **Figure 55**. Les tailles minimum entre 10 et 50 kg ont été examinées à l'aide du facteur F de référence pour 2003-2004. La Figure illustre la substituabilité entre la tolérance et la taille minimum. A titre d'exemple, une taille minimum de 50 kg parfaitement mise en œuvre pourrait tripler le ratio potentiel de reproduction, mais ce gain potentiel serait limité à 70% si la tolérance et/ou l'erreur de mise en œuvre était de 50%. Ce dernier serait grosso modo équivalent à une mise en œuvre parfaite de la taille minimum de 15-20 kg.

d) Redistribution de l'effort dans les fermetures spatio-temporelles et d'engins

Les fermetures spatio-temporelles et d'engins peuvent entraîner une erreur de mise en œuvre pour diverses raisons, telles que la distribution de l'effort ou le déplacement de l'effort afin de cibler différentes tailles de poissons. Afin d'analyser les éventuels effets de la redistribution de l'effort en dehors des fermetures spatio-temporelles, on a pris, comme étude type, la fermeture de juin-juillet pour la flottille de senneurs en Méditerranée. La production en juin-juillet pour la Méditerranée a été établie à zéro, mais l'on a postulé que 10%-40% de cette production serait capturée en dehors de la Méditerranée, la sélectivité ciblant essentiellement les poissons juvéniles.

Les résultats (**Tableau 21**, **Figure 56**) indiquent que les gains potentiels dans la biomasse reproductrice et la production par recrutement seraient en partie affaiblis en raison de la redistribution de l'effort. La production par recrutement des senneurs en Méditerranée connaîtrait une baisse plus modeste que sans redistribution de l'effort, mais tous les autres engins réduiraient leurs gains potentiels de manière considérable. Les résultats de cette analyse sont approximatifs étant donné qu'ils ne tiennent pas compte des effets de la compétition entre engins, ni de la surpêche locale due à la redistribution de l'effort.

9. Recommandations

Les actuelles directives et priorités de la recherche sur le thon rouge ont été adoptées à la réunion de planification de la recherche sur le thon rouge de l'ICCAT qui s'est tenue à Madrid, Espagne (27-30 juin 2005, Anon, 2006). La recherche a été classée en quatre thèmes principaux : données de base, structure et dynamique des stocks, variabilité environnementale et modèles de population. La section du rapport sur les données biologiques présente dans le détail les résultats des programmes de recherche obtenus à ce jour. La recherche sur la biologie

et la structure des stocks a porté sur la validation de l'âge, les identificateurs de la structure génétique, le comportement reproducteur et les calendriers de maturité. Les points du rapport la réunion de planification de la recherche sur le thon rouge de l'ICCAT (Anon, 2006) demeurent une priorité pour la recherche sur le thon rouge.

9.1 Recherche et statistiques – Est

Statistiques

Les données de capture et de prise par âge disponibles sont lamentablement inadéquates, rendant peu fiables nos estimations de la prise par âge pour l'ensemble de la pêcherie. La précision des données de capture et de prise par âge est la pierre angulaire des évaluations analytiques de l'état de la ressource, et notre incapacité à obtenir des informations fiables sur la prise et la prise par âge compromet sérieusement la crédibilité de réaliser des évaluations analytiques de l'état des stocks qui reposent sur ces informations.

- a) Le Groupe continue de recommander que la Commission veille à ce que le Secrétariat de l'ICCAT reçoive en temps opportun des jeux de données fiables et complets sur la capture, l'effort (y compris la capacité du navire), et la taille dans le format requis. Ces obligations sont considérées comme une norme minimum dans la mesure où elles sont clairement énoncées dans la Convention de l'ICCAT, le Code de conduite pour une pêche responsable de la FAO, ainsi que dans l'Accord des Nations Unies sur l'Application. La crédibilité de réaliser des évaluations analytiques fiables de l'état des stocks dépend essentiellement de la disponibilité de ces informations de base.
- b) L'incertitude considérable planant sur les captures ne cesse d'être signalée depuis plus de dix ans, mais l'incertitude continue à croître en raison : 1) d'une hausse probable du niveau des prises non-déclarées à la suite de l'imposition de quotas ; et 2) du développement des activités d'engraissement du thon rouge. Bien que des progrès aient été observés au cours de ces deux dernières années, le Groupe reste fort préoccupé par son incapacité à suivre à la trace avec précision les captures, la prise par taille, l'origine des captures et l'effort de pêche exercé sur les poissons qui sont engraisés dans des cages en raison du manque de données. Le Groupe recommande un renforcement des efforts visant à améliorer cette situation en embarquant des observateurs à bord des navires et des cages et en modifiant les livres de bord de façon à ce que soient consignés des renseignements détaillés sur les poissons transférés dans les cages, y compris leur taille, l'origine de la prise, le temps passé dans la cage, sous le format standard de l'ICCAT.
- c) Le Groupe de travail chargé de développer des stratégies de gestion intégrées et coordonnées pour le thon rouge de l'Atlantique a recommandé l'examen de plusieurs options alternatives de gestion, telles qu'un plan de gestion pluri-annuel ou des fermetures spatio-temporelles. Toutefois, de telles études impliquent la disponibilité de données de prise par taille désagrégées dans le temps et dans l'espace (c'est-à-dire prise par taille mensuelle par carré de 5°x5°) qui ne sont généralement pas déclarées au Secrétariat de l'ICCAT, notamment en ce qui concerne les pêcheries de la Méditerranée. C'est pourquoi le Groupe recommande fortement que les Parties contractantes déclarent ces informations au titre des années à venir et antérieures, sinon le Groupe ne sera pas en mesure d'évaluer ces options alternatives de gestion.

Recherche

- a) Outre la nécessité d'améliorer les statistiques de capture de base, le Groupe continue d'entériner la recherche dirigée sur la fidélité au lieu de reproduction, les routes migratoires et la structure de la population. Il est donc recommandé de renforcer les activités de marquage, notamment avec les marques-archives et pop-up, ainsi que les études sur la génétique et la microchimie à la fois des juvéniles et des adultes dans l'Atlantique Est et en Méditerranée.
- b) Il est recommandé d'actualiser les paramètres biologiques et de réaliser de nouvelles études sur la croissance, la maturité, la fécondité, la reproduction et d'autres informations biologiques afin d'être en mesure de les utiliser dans la prochaine évaluation et éclaircir les différences existant dans ces paramètres biologiques entre les stocks Est et Ouest.
- c) La collecte de données indépendantes des pêcheries sur l'abondance du thon rouge méditerranéen par le biais de prospections larvaires et aériennes devrait être poursuivie et encouragée afin de développer des

indices indépendants des pêcheries à long-terme aux fins des évaluations des stocks et afin de compenser l'absence de CPUE des senneurs méditerranéens.

- d) Il est recommandé que la standardisation de l'indice de CPUE par âge pour les madragues espagnoles et marocaines et pour les canneurs du Golfe de Gascogne soient étudiée plus avant.

9.2 Recherche et statistiques – Ouest

Le Groupe a recommandé d'ajouter les recommandations suivantes fondées sur la recherche signalée à la présente réunion.

- 1) Le Groupe a recommandé de poursuivre les efforts visant à actualiser et réviser les fonctions actuelles du modèle âge-croissance pour le thon rouge. Le Groupe a suggéré d'incorporer les estimations de la recherche sur la validation de l'âge déterminé par la méthode du carbone 14 dans des actualisations d'âge-croissance, et d'augmenter le nombre d'échantillons, la gamme des tailles et la distribution par zones des échantillons utilisés.
- 2) Le Groupe a recommandé d'étendre la recherche sur la maturité et le comportement reproducteur du thon rouge, notamment associé à l'omission de la fraye et à la contribution globale à la reproduction par classes d'âge.
- 3) Le Groupe a suggéré de réviser et d'actualiser la relation maturité par taille/âge pour le thon rouge de l'Ouest dans la prochaine évaluation.
- 4) Le Groupe a également recommandé de réviser et de standardiser les méthodologies et les procédures d'évaluation de l'état de maturité du thon rouge entre différents participants scientifiques.
- 5) Reconnaissant que des progrès considérables ont récemment été réalisés en ce qui concerne les analyses des micro-éléments d'otolithes, le marquage-archive par satellite et la génétique susceptibles de fournir des données plus fiables comme valeurs d'entrée au modèle aux fins d'estimations des échanges entre les zones, le Groupe a recommandé qu'une réunion rassemblant ces experts soit tenue afin de dégager un consensus sur ces données.
- 6) Le Groupe a recommandé le suivi des données de longueur-poids dans toutes les pêcheries, dans le but d'évaluer si les tendances observées dans certaines pêcheries (c'est-à-dire le Golfe du Saint Laurent au Canada) sont répandues, et dans l'affirmative, ré-évaluer les rapports longueur-poids utilisés pour les analyses de l'évaluation.
- 7) Le Groupe a recommandé l'évaluation de méthodes génétiques visant à identifier le nombre de stocks de thon rouge et à estimer les proportions de ces stocks présents dans les zones de mélange. Les méthodes spécifiques utilisées à la fois pour extraire et pour analyser les données génétiques présentées dans le SCRS/2006/089 devraient être évaluées pour identifier leur robustesse.

Les recommandations suivantes sont apparues dans le dernier Rapport détaillé sur le thon rouge de l'Ouest (Anon 2003 et Anon 2001). Les travaux associés à ces recommandations ne sont pas encore achevés, ou sont, de par leur nature, toujours en cours. Compte tenu de l'importance que le Groupe attache à ces recommandations, celles-ci sont réitérées ci-après comme thèmes de recherche importants.

- 1) La structure du modèle de population pourrait être améliorée. En particulier, les prochaines recherches devraient se concentrer sur des modèles à base statistique qui soient résistants aux biais et à la variabilité des estimations des F-ratios, qui estiment l'abondance absolue des grands poissons (ou du moins des limites de ces estimations) et qui soient résistants aux déclarations incorrectes des prises et aux erreurs de la détermination de l'âge de la capture.
- 2) Les questions associées à la fidélité au lieu de frai, aux routes migratoires et au mélange figurent parmi les principales incertitudes dans l'évaluation et la gestion du thon rouge de l'Atlantique. Les domaines spécifiques de recherche qui pourraient faire avancer de façon significative nos connaissances à ce sujet sont indiqués ci-dessous :

- a) Le Secrétariat a tenté d'actualiser la base de données de marquage ICCAT. Toutes les parties, entités ou entités de pêche doivent être encouragées à remettre de façon ponctuelle les informations sur la récupération des marques. Il faut encourager les chercheurs utilisant des marques électroniques à transmettre à l'ICCAT au moins toutes les données de remise à l'eau et de récupération, en particulier la date, la position et la taille/poids à la remise à l'eau et à la recapture.
 - b) Les scientifiques nationaux devraient être encouragés à résoudre certaines des incertitudes biologiques qui ont suscité de grosses inquiétudes par le passé : (i) développement de nouvelles courbes de croissance spécifiques des zones en utilisant des données récentes pour l'Atlantique Ouest, l'Atlantique Est, l'Atlantique central et la Méditerranée Est et ouest ; (ii) courbes en ogive de l'âge par maturité pour ces mêmes zones ; (iii) modélisation de taux de mortalité naturelle spécifique de l'âge dans les VPA et standardisation dans toutes les zones si nécessaire.
 - c) Les scientifiques nationaux devraient être encouragés à poursuivre les études génétiques et chimiques qui peuvent résoudre certaines questions relatives au mélange du stock. En particulier, on a besoin de repères plus précis pour quantifier les taux de mélange dans les zones identifiées par le Groupe.
- 3) Le Groupe a recommandé que les autorités de la pêche, les instituts de pêche, les organismes statistiques nationaux et les scientifiques individuels de l'ICCAT et des parties/entités/entités de pêche coopérants remettent au Secrétariat de l'ICCAT des données fiables sur la capture, l'effort et la taille dans le format requis et sur une échelle aussi précise que possible. Ces obligations sont considérées comme une formalité minimale dès lors qu'elles sont clairement stipulées dans la Convention ICCAT, le Code de conduite pour une Pêche responsable de la FAO, ainsi que la Convention sur l'Application des Nations unies (UNIA).
 - 4) Le Groupe a recommandé que des efforts soient déployés pour fournir des estimations sur les incertitudes (par exemple des coefficients de variation) associées aux statistiques (débarquements, prises rejetées, autres formes de mortalité induites par les pêcheries) qui sont estimées à partir de prospections d'échantillonnage.
 - 5) Le Groupe a fait siennes les recommandations de la 5^{ème} réunion du Groupe de travail *ad hoc* CGPM/ICCAT sur les stocks de grands pélagiques en Méditerranée (Sliema, Malte, 11-15 septembre 2000) (Anon, 2001a). Le Groupe a notamment appuyé la recommandation selon laquelle une réunion intersession devrait avoir lieu pour examiner et intégrer les résultats de la recherche qui ont trait aux mécanismes biologiques et identifier la meilleure façon de les incorporer dans les évaluations de stocks (y compris les implications de taux de croissance éventuellement différents). La réunion devrait rassembler des scientifiques de l'Atlantique Est et Ouest et de la Méditerranée, ainsi que des experts internationaux. Il est urgent de remplacer le programme opportuniste par un programme fondé sur un prototype à grande échelle. On a également souligné la nécessité d'établir un dialogue entre les scientifiques et les gestionnaires, étant donné que les résultats de cette nouvelle recherche mettent en évidence la nécessité de repenser les approches d'évaluation et les approches de gestion.
 - 6) Le Groupe a recommandé d'exploiter de façon plus intensive la base de données de marquage afin de créer des hypothèses vérifiables sur les routes migratoires par âge et par zone d'origine. Il convient de trouver une façon plus formelle et statistiquement plus rigoureuse d'incorporer les données de marquage (par exemple Porch *et al.*, 2001) dans les modèles d'évaluation.
 - 7) Le Groupe a recommandé de poursuivre, dans l'Atlantique Est et Ouest et en Méditerranée, les vastes études sur la maturité qui sont déjà en cours. Ceci devrait être une priorité, sachant qu'une différence au niveau de l'âge de maturité constituerait une preuve incontestable de l'existence de deux stocks biologiques ou plus. En outre, les résultats du marquage par satellite ont indiqué la présence de poissons d'âge reproducteur dans l'Atlantique central à l'époque où ils étaient supposés se reproduire, phénomène qui devrait être étudié plus avant.
 - 8) Le Groupe a recommandé d'élaborer de nouvelles approches d'évaluation, telles que CATCHEM (Porch *et al.*, 2001a), qui tolèrent des erreurs dans la prise par âge, et qui pourraient être largement utilisées lors de prochaines réunions. Cette démarche a de grandes implications (non seulement pour les résultats d'évaluation) sur la façon dont les données sont déclarées par les scientifiques nationaux et

conservées par l'ICCAT et il conviendrait de l'examiner (par exemple, les observations des fréquences de taille réelles utilisées pour estimer la prise par taille des diverses flottilles).

- 9) Le Groupe a recommandé que le logiciel d'évaluation existant soit modifié pour rendre compte des changements intervenus dans la composition par âge et par tailles du groupe plus au fur et à mesure de l'évolution de l'abondance du stock, lorsque cela n'a pas déjà été fait.

10. Autres questions

Le document SCRS/2006/080 donne l'aperçu personnel d'un expert thonier sur l'évaluation du thon rouge de l'Atlantique Est et la Méditerranée et sur les incertitudes cruciales relatives aux données de prise et d'effort existant dans la base de données de l'ICCAT, notamment celles liées aux données sur les senneurs et l'engraissement, ce qui rend, d'après l'auteur, impossible l'évaluation du stock actuel. Ce document aborde d'autres questions, telles que les informations biologiques et écologiques et la surcapacité des flottilles de pêche de thon rouge. Il souligne, en outre, le manque de clarté des récents rapports du SCRS sur le thon rouge en ce qui concerne la gravité des difficultés de l'ICCAT dans ses statistiques, la recherche et l'évaluation concernant cette espèce. L'auteur conclut qu'il est urgent de promouvoir des mesures de gestion de précaution fermes et bien appliquées.

11. Adoption du rapport et clôture

Le Groupe a adopté le rapport et la réunion a été levée.

Références

- CANON. 2001. Report of the ICCAT SCRS West Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, September 18 to 22, 2000). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(3): 831-958.
- ANON. 2001a. Fifth Meeting of the Ad Hoc GFCM/ICCAT Working Group on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean Sea (Sliema, Malta, September 11 to 15, 2000). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(2): 590-684.
- ANON. 2002. ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Madrid, Spain, September 3 to 7, 2001). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(2): 261-352.
- ANON. 2003. Report of the Sixth GFCM-ICCAT Meeting on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean (Sliema, Malta, April 15 to 19, 2002). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(1): 1-84.
- ANON. 2003a. Report of the 2002 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, July 22 to 30, 2002). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(3): 710-937.
- ANON. 2005. Report of the 2004 ICCAT Data Exploratory Meeting for East Atlantic and Mediterranean Bluefin Tuna (Madrid, Spain, June 1 to 4, 2004). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(2): 662-699.
- ANON. 2006. Report of the 2005 ICCAT Planning Meeting for Bluefin Tuna Research (Madrid, Spain, June 27 to 30, 2005). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 59(3): 717-749.
- CORT, J.L. 1991. Age and growth of the bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.) of the northeast Atlantic. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 35(2): 213-230.
- CRAMER, J. 2003. Standardized catch rates for large bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, from the U.S. pelagic longline fishery in the Gulf of Mexico and off the Florida east coast. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(3): 1115-1122.
- DI NATALE, A., A. Mangano, A. Asaro, B. Bascone, A. Celona, M. Valastro, R. Vassallo Ajus. 2006. Bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.) catch composition in the Tyrrhenian Sea and in the Strait of Sicily in 2004. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 59(3): 829-842.
- ICCAT. 2006. Report of the 3rd Meeting of the Working Group to Develop Integrated and Coordinated Atlantic Bluefin Tuna Management Strategies. Report for Biennial Period, 2004-05, Part II(1): 104-118 (version française).

- ITOH, T. 2006. Sizes of adult bluefin tuna, *Thunnus orientalis*, in different areas of the western Pacific Ocean. *Fisheries Science*, Vol. 72(1): 53-62.
- PARRACK, M.L., P.L. Phares. 1979. Aspects of the growth of Atlantic bluefin tuna determined from mark-recapture data. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 8(2): 356-366.
- PORCH, C.E., S.C. Turner, J.E. Powers. 2001. Virtual population analysis of Atlantic bluefin tuna with alternative models of transatlantic migration: 1970-1997. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(3): 1022-1045.
- PORCH, C.E., S.C. Turner, G.P. Scott. 2001a. Updated catch-at-age analyses of West Atlantic bluefin tuna 1960-1997. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(3): 1052-1066.

Annexe

Actualisation de l'effet de mesures de gestion potentielles en utilisant des analyses de production par recrue

Pour les analyses de production par recrue, une matrice de prise par âge par engin principal (senne, palangre, canne et autres), par zone (Atlantique Est et Méditerranée) et mois a été construite, conformément aux estimations de capture par 5°*5° disponibles dans CATDIS et dans la Tâche I. Il convient de souligner que la construction de cette base de données (autrement ordinaire) a nécessité beaucoup de temps (plusieurs jours) à la fois pour le Secrétariat et les scientifiques du SCRS en raison de la qualité médiocre des données de capture dans l'Atlantique Est et principalement en Méditerranée, ce qui a donné lieu à plusieurs essais de substitution. Le SCRS a présenté ici sa meilleure estimation de la prise mensuelle par zone et engin en ce qui concerne l'information disponible au Secrétariat de l'ICCAT.

Les analyses de production par recrue se sont basées sur la prise de 2003-2004 (Figure-Annexe 1). Pour les analyses de production par recrue, on a utilisé la même fonction de croissance et le même vecteur de mortalité naturelle que ce qui avait été postulé depuis 1998 pour les calculs de VPA. Le vecteur de sélectivité a été calculé à partir du vecteur de mortalité par pêche de 2003-2004 estimé par les passages de VPA réalisés au mois de juin et sans tenir compte des sous-déclarations. Essentiellement, ces analyses sont identiques à celles réalisées en juin, mais le jeu de données a considérablement changé (en raison de modifications dans les règles de substitution) et certains scénarios ont été ajoutés. Il a été calculé pour quelques scénarios des estimations de productions potentielles à long terme, qui peuvent être considérées comme des indices approchant de la PME (sous les postulats de schémas de recrutement et de sélectivité constants).

Les effets de réglementations potentielles sur la taille minimum (10 kg ou 25 kg), des fermetures spatiales (Méditerranée ou Méditerranée et Atlantique Est), des fermetures temporelles (juin, juin-juillet, mai-juin-juillet ou juin-juillet-août-septembre) et des fermetures d'engins (senne ou tous les engins), ainsi que différentes combinaisons de ceux-ci, ont été calculés. Le **Tableau-Annexe 1** et les **Figures-Annexe 2, 3 et 4** illustrent les résultats pour les différentes mesures de gestion testées. Dans les figures, le niveau du SPR de 20% (ratio potentiel de reproduction, comme étant le ratio entre la biomasse reproductrice par recrutement en conditions d'équilibre et la biomasse reproductrice vierge) est marqué (ce niveau de référence a été utilisé comme limite dans d'autres enceintes de pêcheries), ainsi que le niveau de référence de 1970 (qui correspond à la première année de la série temporelle de la VPA).

Les résultats apparaissant à la **Figure-Annexe 2** et au **Tableau-Annexe 2** ont été classifiés selon le SPR et ratio de F/Fmax. Les cas où le SPR est inférieur à 20% et F/Fmax inférieur à 1 sont marqués en rouge (ombré sombre) ; les cas où le SPR est supérieur à 20% et F/Fmax est inférieur à 1 sont indiqués en jaune (ombré clair) et les cas où le SPR est supérieur à 20% et F/Fmax est supérieur à 1 sont signalés en vert (ombré moyen). Le **Tableau-Annexe 2** fournit également des productions à court terme et à long terme qui sont escomptées dans les scénarios pour lesquels le % du SPR (ratio potentiel de reproduction) par rapport à la biomasse vierge est > 20%. La **Figure-Annexe 5** indique les effets transitoires spécifiques à la pêcherie des différentes réglementations de gestion testées.

Le cas de base (ou statu quo, SQ) représente l'état du stock à long terme, en vertu du schéma actuel de mortalité par pêche (2003-2004) obtenu de la mise en œuvre des mesures de gestion actuelles (fermeture en juin-juillet pour la palangre et mi-juillet à mi-août pour la senne en Méditerranée, taille minimum de 6,4). Il convient de noter que les effets de la limite de taille de 10 kg n'ont pas pu être pris en compte en Méditerranée, car cette

réglementation n'a été en vigueur qu'en 2005 (année pour laquelle les données de capture n'étaient pas encore déclarées au Secrétariat de l'ICCAT à la date de la réunion). Dans les conditions actuelles, il existe un risque réel d'effondrement pour le stock et les pêcheries, la biomasse reproductrice en conditions d'équilibre ne représentant que 6% de la biomasse reproductrice vierge par recrutement, et la mortalité par pêche étant 3,13 fois plus élevée que celle qui est nécessaire pour obtenir la production maximale soutenable.

En règle générale, les réglementations sur la taille minimum à elles seules ou les fermetures spatio-temporelles à elles seules ne seraient pas suffisantes pour atteindre le SPR de 20% (zone rouge, ombré sombre), à l'exception de l'établissement de vastes fermetures spatio-temporelles (scénarios 15 et 13). Certaines combinaisons de réglementations de taille et de fermetures spatio-temporelles se sont avérées plus efficaces en termes de rétablissement du stock.

Parmi les scénarios avec un SPR de plus de 20% mais F/F_{max} inférieur à 1 (zone jaune, ombré clair), nous pouvons distinguer deux schémas généraux : soit une taille minimum de 10 kg avec des fermetures temporelles de 3-4 mois ou une taille minimum de 25 kg avec des gains variables au niveau du SPR et de la production par recrue en fonction de la durée et de l'époque des fermetures temporelles. En général, plus la fermeture est longue, plus les gains sont importants, mais la fermeture de mai à juillet a entraîné des gains plus grands que la fermeture plus longue de juin à septembre.

Parmi les scénarios avec un SPR de plus de 20% et F/F_{max} supérieur à 1 (zone verte, ombré moyen), la plupart prévoient des limites de taille de 25 kg avec des fermetures à l'Est et en Méditerranée pour tous les engins pendant trois à quatre mois.

INFORME DE LA SESIÓN DE EVALUACIÓN DE 2006 DEL STOCK DE ATÚN ROJO DEL ATLÁNTICO

(Madrid, España –12 a 18 de junio de 2006)

RESUMEN

El objetivo de la reunión era llevar a cabo una evaluación del stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo y del Atlántico oeste cumpliendo la petición de la Comisión incluida en la [Rec. 04-05] de ICCAT. Debido a crecientes incertidumbres sobre la captura, en especial en el Mediterráneo, el Grupo obtuvo estimaciones alternativas de capacidad. El Grupo realizó también evaluaciones preliminares de escenarios de ordenación que habían sido planteados por la Comisión, se espera que esta tarea concluya durante las próximas reuniones de los Grupos de especies que se celebrarán del 25 al 29 de septiembre en Madrid.

1. Apertura, adopción del orden del día y disposiciones para la reunión

La reunión se celebró en la Secretaría de ICCAT, en Madrid. El Sr. Driss Meski, Secretario de Ejecutivo de ICCAT, inauguró la reunión y dio la bienvenida a los participantes.

El Dr. Joseph Powers (Estados Unidos) ejerció las funciones de Coordinador general de la reunión y de co-presidente para el stock occidental, el Dr. Jean-Marc Fromentin (CE-Francia) ejerció las funciones de co-presidente del stock oriental. El Dr. Powers dio la bienvenida a los participantes de la reunión (“el Grupo”) y procedió a la revisión del orden del día, que fue adoptado con pequeños cambios (**Apéndice 1**). Al revisar el orden del día, el Dr. Powers recordó a los participantes que éste se había preparado para abordar los objetivos expuestos en el Plan de trabajo para el atún rojo de 2006 (**Apéndice 2**).

La lista de participantes de la reunión se adjunta como **Apéndice 3** y la lista de documentos científicos presentada en la reunión se adjunta como **Apéndice 4**.

Los siguientes participantes ejercieron las funciones de relatores de las diferentes secciones del informe:

Sección	Relatores
1, 2, 10, 11	P. Pallarés
3	J. Neilson, M. Ortiz, E. Rodríguez-Martín
4	A. Di Natale, J.-M. Fromentin, N. Miyabe, E. Rodríguez-Marín, G. Scott,
5	J. Ortiz de Urbina, Y. Takeuchi, S. Cass-Calay
6	C. Porch, V. Restrepo
7, 8	H. Arrizabalaga, V. Restrepo, J. Powers
9	J-M Fromentin, J. Powers

2. Examen de las recomendaciones del Grupo de trabajo para desarrollar estrategias de ordenación integradas y coordinadas para el atún rojo del Atlántico

El presidente del SCRS presentó las conclusiones de la 4ª reunión del Grupo de trabajo para desarrollar estrategias de ordenación integradas y coordinadas para el atún rojo del Atlántico. La recomendación general al SCRS consistía en que continuasen los esfuerzos encaminados a facilitar a la Comisión respuestas a las recomendaciones que se formularon en la 3ª reunión de este Grupo de trabajo que se celebró en Fukuoka, Japón, (ICCAT, 2006), teniendo en cuenta el informe sobre mezcla de atún rojo del SCRS. El Dr. Scott resaltó algunas peticiones específicas, que incluían el asesoramiento sobre el impacto y eficacia del actual plan plurianual de ordenación y sobre posibles medidas adicionales que podrían preverse para reforzar las actuales medidas de ordenación y para beneficiar a los componentes juveniles y/o reproductores de los stocks de atún rojo, así como el asesoramiento sobre la viabilidad e implicaciones de los diferentes escenarios de ordenación.

Dado el tiempo limitado para cubrir el orden del día de esta reunión y la complejidad de las evaluaciones de ordenación, durante la reunión, el Grupo decidió que los análisis de las evaluaciones de ordenación se completarían en la reunión del Grupo de especies de septiembre de 2006.

3. Datos biológicos, lo que incluye información sobre marcado

Se presentaron seis documentos, tres sobre crecimiento, dos sobre reproducción y otro sobre cuestiones genéticas. Todos estos documentos tenían implicaciones para la evaluación de stock, y el Grupo convino en centrarse en la información incluida en cada documento que tuviese un impacto directo en la evaluación de stock, aunque teniendo en mente las implicaciones más amplias y las necesidades adicionales de investigación indicadas en los documentos.

El Grupo reiteró la importancia de revisar y actualizar los parámetros biológicos del atún rojo, sobre todo los utilizados en las evaluaciones de stock. El Grupo constató la implicación de los cambios potenciales en las previsiones de productividad del stock y en los potenciales de recuperación debidos a los cambios en la talla asintótica y peso por edad y el calendario de madurez del atún rojo.

En el documento SCRS/2006/077 se informaba de los resultados preliminares de un estudio de validación de la edad para el atún rojo basado en muestras de otolitos (cinco ejemplares) aplicando técnicas de bombas de radiocarbono $\Delta^{14}\text{C}$. Se determinó la edad de las muestras de otolitos recogidas en 1976 mediante tres lectores independientes y las muestras del núcleo se fecharon utilizando bombas de radiocarbono $\Delta^{14}\text{C}$. Los resultados de la determinación de la edad mediante lectura de otolitos y a partir del radiocarbono $\Delta^{14}\text{C}$ sugerían que los ejemplares muestreados tenían por lo menos 19-20 años. Por el contrario, las edades determinadas a partir de la relación edad-talla (el método actual para determinar la edad de la captura para fines de evaluación) oscilaron entre 15 y 17 años para los ejemplares muestreados. Estos resultados, aunque limitados por el tamaño de la muestra, sugieren que el modelo de crecimiento utilizado por el SCRS podría estar sobreestimando la longitud asintótica (L_{∞}) para la función del modelo de crecimiento aplicada al atún rojo occidental. Si esta conclusión es correcta, se requerirán nuevos trabajos de investigación para determinar mejor los impactos en los cálculos de elasticidad y productividad de la población que implican estos resultados.

El Grupo sugirió que la determinación de la edad y la validación de ejemplares de tallas superiores proporcionarían estimaciones independientes de la talla máxima para el ajuste de las funciones del modelo de crecimiento. El peso y la talla asintóticos del atún rojo son parámetros importantes, sobre todo a la hora de estimar la biomasa reproductora y la productividad del stock. El Grupo recomendó que se siguiera esta línea de investigación para poder obtener estimaciones más precisas de estos parámetros biológicos. El Grupo también comentó que los cambios en la talla asintótica y edad pueden influir en las estimaciones de mortalidad natural utilizadas en la evaluación.

Se reconoció que un prerrequisito para un estudio de este tipo sería que tendrían que recogerse muestras de ejemplares que se piensa que han nacido en los años en los que se han realizado pruebas atmosféricas de armas nucleares o en los años más próximos a dichas pruebas. Canadá está en posición de disponer de amplios conjuntos archivados de otolitos recogidos desde los setenta hasta los ochenta, por lo que cuenta con las muestras biológicas necesarias. El documento SCRS/2006/077 supone el comienzo de la validación de la determinación directa de la edad basada en otolitos de ejemplares gigantes de atún rojo.

En el documento SCRS/2006/079 se examinaba la base estadística para las diferencias entre las dos curvas de crecimiento que se utilizan actualmente para los stocks oriental y occidental de atún rojo, que se estimaron tras reagrupar varios conjuntos de datos (análisis modal de frecuencias de talla, determinación directa de la edad a partir de espinas y estudios de marcado). Los autores reconstruyeron unos conjuntos de datos que se asemejaban lo más posible a los originales y llevaron a cabo pruebas de ratio de máxima verosimilitud para examinar si los diferentes conjuntos de datos respaldaban la aplicación continuada de diferentes curvas de crecimiento para la evaluación de atún rojo del este y del oeste. Los resultados indicaban que los diferentes conjuntos de datos reconstruidos (entre y en los stocks) sustentaban la aplicación de diferentes curvas de crecimiento, aunque algunos de los resultados podían deberse en parte a diferencias en las gamas de talla y edad de los diferentes conjuntos de datos. Los autores recomendaban al Grupo de especies sobre atún rojo que considerase que la revisión de las curvas de crecimiento utilizadas para ambos stock y le instaban a continuar con los trabajos de investigación sobre validación de la edad para establecer mejor las estimaciones de los parámetros del modelo de crecimiento.

En el documento SCRS/2006/096 se utilizaron los datos de recuperación de marcas obtenidos entre 1977 y 2001 en el Golfo de Vizcaya para estimar los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy. Utilizando un modelo que consideraba la variabilidad individual en la talla asintótica y el error de modelo, los valores estimados fueron $L_{\infty} = 281,9$ cm y $K=0,10$. Un diagrama de puntos de ambos parámetros basado en el muestreo repetitivo (*bootstrapping*) coincidía con las actuales estimaciones de Cort (1991). Los autores concluyeron que estos datos

de marcado podrían proporcionar información útil si se vuelve a estimar el crecimiento del atún rojo del Atlántico oriental en el futuro.

El ajuste del modelo de crecimiento de este documento produjo una estimación de la longitud asintótica algo inferior a la actualmente utilizada. Se discutieron los efectos del marcado en el crecimiento. Estudios anteriores habían constatado el efecto del marcado en el crecimiento del atún rojo en las granjas croatas, que daba lugar a un crecimiento reducido, pero, en el tratamiento por parte de los autores de los datos de colocación-recuperación de marcas (lo que incluye sólo recuperaciones de marcas tras un periodo adecuado en libertad), se evitaron dichos sesgos. Se planteó la cuestión de la utilización del marcado electrónico para estimaciones de crecimiento, y la Secretaría de ICCAT informó al Grupo de que la ausencia de datos de marcado electrónico en la base de datos de ICCAT podría impedir la utilización de esta información para la modelación del crecimiento.

En el documento SCRS/2006/088 se indicaba que la presencia de algunos adultos fuera de las zonas de desove conocidas durante la temporada de reproducción, podía deberse a que omitiesen la reproducción (maduración retardada y reproducción no anual). Al no realizar la reproducción, un ejemplar puede obtener beneficios de crecimiento y supervivencia que se incrementan con el aplazamiento de la reproducción. En una gama de especies, se ha hallado una correlación positiva entre la omisión de la reproducción y la longevidad. Se modelaron una gama de tipos de omisión de la reproducción (constante, en etapas más jóvenes, en etapas adultas, aplazamiento ocasional, y retrasos en la primera madurez) en la población de atún rojo del Atlántico occidental para probar sus efectos en los puntos de referencia biológicos de la producción de huevos por recluta (EPR) (considerados en 20% y 40% EPR en este estudio). Con la excepción de retrasos extremos en la madurez, la omisión de la reproducción tuvo un efecto relativamente escaso en F_{EPR} , pero sucede lo contrario en un escenario de pesquería juvenil (edades 4-7) en la que los valores umbral de F_{EPR} descendieron significativamente, lo que indica que para permitir que el stock alcance el nivel de referencia de EPR, debe ejercerse una presión por pesca inferior. El autor concluyó que si actualmente el atún rojo occidental está madurando a una edad más avanzada que la estimaba actualmente (a saber, 10 v. 8 años), entonces los umbrales F_{EPR} para una pesquería de adultos-juveniles descenderían hasta niveles muy bajos. Dado que se sabe que los juveniles de cada una de las poblaciones presentan un amplio nivel de mezcla, la recuperación del atún rojo del Atlántico occidental dependería de la implementación de las tallas mínimas para la protección que se aplican comúnmente en todas las pesquerías del Atlántico norte y Mediterráneo.

El documento SCRS/2006/090 analizaba los datos de frecuencias de talla del atún rojo de las flotas palangreras pelágicas de Japón y Estados Unidos en el Golfo de México. Se realizaron análisis de los datos de los ejemplares capturados en el periodo de enero a junio para limitarse a ejemplares sexualmente maduros. Los resultados del proceso de determinación de la edad (combinando ambos conjuntos de datos) indicaban que aproximadamente el 98% de todos los ejemplares presentes en el Golfo de México tenían nueve o más años. Con estos datos, los autores estimaron que la edad de madurez del 50% se situaba en torno 12 años.

El Grupo constató la diferente metodología aplicada para la estimación de madurez para las poblaciones del este y oeste, en las que se incluyeron, respectivamente, análisis histológicos y datos de captura por edad. Se sugirió que la selectividad de los artes podría explicar en parte el escaso número de atunes rojos de menos de 11 años en las capturas de palangre del Golfo de México y, por tanto, la fracción de peces jóvenes que son maduros podría ser superior a la estimada. Sin embargo, también se indicó que se habían colocado marcas electrónicas en un gran número de ejemplares de talla inferior a 215 cm (edad 10) y ninguno de ellos entró en el Golfo de México. Otra posible explicación es que existan diferentes zonas de desove para peces pequeños y grandes, tal y como se documentó para el atún rojo del Pacífico (*Thunnus orientalis*) (Itoh 2006), pero todavía no se han encontrado este tipo de zonas de desove alternativas en el Atlántico occidental. El Grupo también consideró la posibilidad de que se hubiese subestimado la edad de madurez del 50% para las poblaciones orientales, ya que ésta se basa sobre todo en análisis histológicos de ejemplares que ya se hallaban en la zona de reproducción. Los datos de marcado electrónico sugieren que una fracción de los ejemplares supuestamente maduros del Este no entra en el Mediterráneo durante la temporada de desove (SCRS/2006/088).

Se examinó la subdivisión de la población de atún rojo del Atlántico (*Thunnus thynnus thynnus*) mediante la secuenciación de 860 pares de bases de la región de control del genoma mitocondrial (SCRS/2006/089). Se analizaron un total de 160 muestras obtenidas en las zonas de reproducción conocidas del Golfo de México y del Mediterráneo. Se halló que poblaciones de atún rojo del Golfo de México y del Mediterráneo eran genéticamente distintas basándose en Φ_{st} , en la secuencia del vecino más próximo y en AMOVA (análisis de varianza molecular), lo que respalda la hipótesis de que estas dos principales zonas de reproducción son dos stocks independientes. Estos datos coinciden con los estudios de marcado electrónico, que indican la existencia de rutas de migración diferentes en las poblaciones reproductoras del Golfo de México y del Mediterráneo. Se observó

que ejemplares individuales migraron al Golfo de México durante el periodo de desove durante hasta tres años consecutivos. Se observó que los ejemplares marcados migraron al Mediterráneo durante el periodo de desove durante hasta cuatro años consecutivos. No se observó que ningún ejemplar marcado hubiese omitido la reproducción en los años posteriores al primer año de reproducción, tampoco se observó que ningún ejemplar individual se hubiese desplazado a ambos lugares, el Golfo de México y el mar Mediterráneo. La alta fidelidad a las zonas de reproducción durante varios años, junto la presencia de una subdivisión genética entre las zonas de reproducción, sugiere que a la hora de reproducirse el atún rojo del Atlántico muestra un comportamiento de fidelidad al lugar de nacimiento.

3.1 Resumen

Se han realizado algunos progresos en nuestro conocimiento de la biología del atún rojo, pero el comportamiento complejo de esta especie supone que todavía tienen que realizarse muchos trabajos de investigación. En esta reunión, el Grupo se centró en los cambios potenciales en la productividad del stock relacionados con los parámetros actualizados de madurez y crecimiento que difieren de los utilizados anteriormente. El Grupo también manifestó su inquietud ante cuestiones relacionadas con la mezcla identificadas en anteriores documentos del SCRS y, sobre todo, ante la incapacidad de cuantificar el tipo y alcance de la mezcla para su utilización en los modelos de evaluación. Reconociendo que el conocimiento cuantitativo de las tasas de mezcla es un aspecto importante de los modelos de evaluación que intentan describir explícitamente la dinámica de los stocks de peces migratorios, es necesario integrar los progresos recientes de los análisis de microelementos de otolitos, del marcado con marcas archivo y de los estudios genéticos en los procesos de evaluación de los stocks y de evaluación de la ordenación.

4. Datos de captura, lo que incluye frecuencias de tallas y tendencias en las pesquerías

4.1 Tendencias en las pesquerías-Este

Se presentaron a la reunión varios documentos sobre pesquerías, datos de pesquerías y CPUE. A continuación se presentan los resúmenes de las opiniones de los autores formuladas en los documentos relacionados con las tendencias en las pesquerías.

En el documento SCRS/2006/070 se presentaba una actualización de las actividades de la pesquería turca de atún rojo entre 2002 y 2005. Se facilitaban datos sobre capturas totales y frecuencias de talla, junto con valores de CPUE calculados para el número total de días en el mar, y dichos datos se deberían facilitar pronto a la Secretaría de ICCAT.

En el documento SCRS/2006/093, preparado por la Secretaría de ICCAT, se documentaba el trabajo preparatorio que se realizó antes de la reunión para preparar los datos de captura por edad y captura por talla para la evaluación de stock de atún rojo.

En el documento SCRS/2006/095 se describían las pesquerías españolas que capturan atún rojo, y se presentaba una revisión de los datos de capturas y de captura por edad obtenidos por las flotas españolas de cebo vivo y curricán en el Atlántico desde 1975 hasta 2002.

El documento SCRS/2006/99 presentaba una descripción de los últimos diez años de las pesquerías marroquíes de atún rojo que incluía captura, esfuerzo, tallas y algunos parámetros biológicos.

Científicos de World Wildlife Fund (WWF) asistieron a la reunión en calidad de observadores. El autor de un documento titulado “El saqueo del atún rojo en el Mediterráneo y Atlántico este 2004-2005” presentó la información pertinente para la estimación de los niveles potenciales de capturas recientes en el Mediterráneo que se había incluido en dicho documento. El Grupo constató que el documento trataba ampliamente cuestiones no científicas y decidió centrarse únicamente en las estimaciones de captura total presentadas en el documento. El documento incluía una gran cantidad de información sobre comercio y cría que fue utilizada por los autores para estimar de diversos modos la cantidad total de la captura de atún rojo del Mediterráneo durante 2004 y 2005. Las capturas totales estimadas por WWF se situaban muy por encima de la captura declarada comunicada a ICCAT para 2004. La discusión sobre los métodos aplicados y los resultados obtenidos en el documento se centró sobre todo en comprobar las fuentes de información y tratar de elaborar más exhaustivamente las metodologías utilizadas para estimar los potenciales de captura. En anteriores evaluaciones de atún rojo, el SCRS había considerado ya una comunicación errónea de las capturas de aproximadamente la misma magnitud que la identificada en el informe del WWF para periodos algo anteriores.

En la **Figura 1** se muestran los esquemas de captura de atún rojo por arte basándose en los datos de la Tarea I para 1970-2004. Todas las pesquerías, excepto la de cebo vivo, exhiben una tendencia creciente en las capturas. La captura de cebo vivo parece bastante estable durante todo el periodo. Las capturas realizadas por artes (palangre y almadrabas) que tradicionalmente capturan ejemplares más grandes (y de más edad) muestran una tendencia decreciente en los últimos años. Se ha observado una tendencia creciente en las capturas comunicadas por la categoría de arte “otros”, posiblemente debida a la captura fortuita de las redes de enmalle, a la pesca dirigida con liña de mano, al desarrollo adicional de las pesquerías deportivas y de recreo y a otras pequeñas cantidades de capturas con arpón. La tendencia en las almadrabas se ve muy afectada por una serie de puntos máximos en el periodo 1982-2001, mientras que se ha comunicado una tendencia negativa en los años más recientes. La tendencia de las capturas de cerco, que es el principal arte utilizado para capturar atún rojo en el Mediterráneo, refleja la tendencia global de la captura de atún rojo en el Atlántico este y Mediterráneo.

Sin embargo, la cuestión clave en cuanto a las tendencias de las pesquerías en la región es la tremenda expansión de la flota de cerco en el Mediterráneo para respaldar las actividades de cría, un rasgo que no se refleja de un modo obvio en la captura comunicada por este arte. En 1997, sólo se introdujeron en jaulas 200 t de atún rojo del Mediterráneo, mientras que anteriormente el SCRS ha estimado que fueron introducidas en jaulas cada año desde 2003 hasta entre 20.000 y 25.000 t de atún rojo (siendo algunas de estas estimaciones conservadoras en comparación con las de WWF, que llega a 30.000 t en 2004 y 2005, y que también parecen ser posibles). Este ingente desarrollo de la actividad de cría en el Mediterráneo durante los últimos años ha generado un desarrollo concomitante de las nuevas pesquerías de cerco y una considerable modernización de las flotas de cerco tradicionales. Este desarrollo preocupante en un contexto de sobreexplotación potencial se ha traducido además en una expansión espacial de las flotas de cerco en el Mediterráneo, sobre todo en el Mediterráneo central y oriental. Por consiguiente, actualmente la pesca de atún rojo se realiza en toda la extensión del Mediterráneo; una situación sin precedentes y que resulta preocupante, ya que parece que no queda actualmente ningún lugar en el Mediterráneo en el que el atún rojo pueda encontrar refugio durante la temporada de desove.

4.2. Datos de captura, frecuencias de talla y tendencias en las pesquerías-Oeste

El muestreo de tallas de las pesquerías del Atlántico occidental se ilustra en la **Figura 2**. Actualmente, se miden todos los ejemplares que se desembarcan comercialmente en Canadá y Estados Unidos. Todavía no hay un muestreo adecuado de tallas para las pesquerías palangreras japonesas. Se cree que las otras pesquerías son objeto de un muestreo adecuado.

En la **Tabla 1** se muestran los datos de talla de la Tarea I. La captura total del Atlántico oeste, incluidos los descartes, se ha estabilizado debido a la imposición de cuotas desde 1981 (**Figura 3**). Durante el periodo 1983-2001, el nivel más bajo se produjo en 1994 con 2.113 t y el más alto en 1988 con 3.011 t. En esta reunión se revisaron los datos de captura anual para 2002-2004. Sólo se dispuso de datos de Canadá y Estados Unidos para 2005, aunque Japón proporcionó una estimación muy preliminar para 2005 (302 t) para su utilización en las proyecciones, estos datos eran provisionales y se actualizarán en el futuro. La captura total para el Oeste en 2002 (3.319 t) fue la más elevada desde 1981, y las tres naciones pesqueras principales indicaron capturas más elevadas. Después de ese año, la captura canadiense se mantuvo estable en 500-600 t, y lo mismo sucedió con las capturas japonesas en 2002 y 2004 (el año 2003 fue un año de bajas capturas por razones de reglamentación). Sin embargo, Estados Unidos no pudo capturar su cuota en 2004 y 2005, con capturas de 899 t y 717 t, respectivamente. Se constató que estas naciones han adoptado años pesqueros que no coinciden con el año civil para la gestión de sus cuotas. Por tanto, se realiza un seguimiento del cumplimiento de la cuota por año de pesca y, debido a esto, puede suceder que los desembarques anuales no coincidan con las cuotas asignadas.

4.3 Datos de captura-Este

En cuanto a la base de datos de ICCAT para la Tarea I (véase la **Tabla 1**), la captura comunicada alcanzó un punto máximo de 50.807 t en 1996 y, posteriormente, descendió sensiblemente entre 1997 y 1999, estabilizándose en los últimos años en cifras cercanas a la cuota oficial (entre 30.000 y 35.000 t) (**Figura 4**). En 2004, la captura comunicada fue 32.567 t. Tanto el incremento como el posterior descenso se produjeron sobre todo en las capturas del mar Mediterráneo. En las evaluaciones del Grupo no se utilizó la cifra de captura para 2005, debido a que en el momento de la reunión se habían presentado datos muy incompletos a ICCAT. Es probable que este volumen de captura comunicado sea muy inferior a la captura real, potencialmente en una cantidad importante.

El Grupo destacó una vez más que las tendencias comunicadas en la captura podrían verse afectadas por varias revisiones realizadas en las estadísticas declaradas para los años de referencia 1994-1995, y que se produjeron

antes de la adopción oficial del actual sistema de cuotas, mientras que para los años siguientes se mantiene la firme opinión de que la captura total comunicada por país refleja sobre todo valores cercanos a la cuota en vez de la captura real obtenida por muchas flotas. No está claro el modo en que la infradeclaración de las capturas afecta a las tendencias reales en la captura, y sobre todo a la información sobre captura por mes. Al mismo tiempo, el Grupo indicó que la infracomunicación desde la adopción programa de ordenación basado en el TAC ha aplanado la distribución de capturas anuales declaradas, con lo que se ha reducido, e incluso anulado, la posibilidad de detectar la variabilidad interanual o en un mismo año durante el periodo más reciente. El Grupo continuó compartiendo la opinión previamente expresada por el SCRS en cuanto a que entre 1993 y 1997 se había producido un exceso de declaración de capturas, y que, sobre todo desde 1998, se ha estado produciendo una infradeclaración creciente en los últimos años.

La **Figura 5** y la **Tabla 2** muestran las capturas totales por principales categorías de arte en el Atlántico oriental y Mediterráneo, combinadas desde 1970. Durante los últimos veinte años, el cerco ha sido el arte predominante, respondiendo de aproximadamente el 53% de las capturas totales comunicadas durante los últimos diez años. La captura de palangre respondió del 21%, la almadraba de aproximadamente el 8,5% y el cebo vivo del 6,5% del total durante el mismo periodo. Los demás artes, por ejemplo, liña de mano, arrastre, red de enmalle, red de deriva y artes de pesca deportiva, se incluyen en la categoría “otros”, y respondieron de aproximadamente el 11% (**Figura 5**) de la captura durante la última década.

Al revisar los datos de la Tarea I durante la reunión, el Grupo hizo los siguientes comentarios:

Argelia: se hicieron varios comentarios sobre la elevada cantidad de capturas de cerco atribuidas a un único buque declarado, mientras que las capturas de palangre más elevadas parecen proceder de acuerdos de empresas conjuntas. La revisión de los datos de capturas históricas propuesta por Argelia no fue aceptada nunca por el SCRS, pero se decidió considerar estas cifras de captura total para fines de evaluación del stock.

Libia: se decidió considerar los datos existentes procedentes del informe anual anterior de Libia (2005) sólo para fines del SCRS.

CE-Italia: las capturas declaradas como capturas de cerco destinadas a las granjas se clasificaron como capturas realizadas con cerco en la tabla de la Tarea I para mantener la coherencia con las categorías de datos anteriores.

Tal y como se ha señalado en muchos documentos del SCRS durante la última década, así como en las evaluaciones de stock de 1998 y 2002, la mayoría de los científicos del SCRS se muestran muy escépticos ante la calidad y cantidad de los datos de pesquerías, sobre todo en lo que se refiere al Mediterráneo. Por ello, se celebró en 2004 la Reunión de preparación de datos para el atún rojo del Atlántico este y del Mediterráneo, con el fin de explorar de un modo exhaustivo los datos de la Tarea I y de la Tarea II (Anon. 2005). Sobre la base de este trabajo, se llegó a la conclusión de que las incertidumbres en las sustituciones de datos de talla eran tan numerosas que la capacidad del SCRS de realizar una evaluación global del stock se veía considerablemente limitada y no era defendible el que se realizase una evaluación del stock del Atlántico este y Mediterráneo utilizando métodos que asumen que se conoce exactamente la captura por talla (edad) (por ejemplo, VPA). En anteriores documentos e informes del SCRS se había identificado claramente la infradeclaración general de la captura y, en particular, de la captura de ejemplares de talla inferior a la regulada, y el Grupo volvió a hacer hincapié en esta cuestión. Esto ha generado un alto nivel de incertidumbre en la información básica de captura y captura por edad necesaria para realizar evaluaciones cuantitativas de stock, sobre todo en lo que se refiere al Mediterráneo.

Esta opinión coincidía con el informe del Programa Mediterráneo de WWF. Según este informe, se estimaba que captura total del Mediterráneo en 2004 insuperaba en aproximadamente un 50% a la que se había declarado a ICCAT. Se sospecha que es posible que para 2005 se haya producido un nivel de infradeclaración similar, aunque todavía no se han realizado las declaraciones para 2005. Esta estimación, que no se aleja de las hipótesis anteriores del SCRS sobre los posibles niveles de infradeclaración en el Atlántico este y Mediterráneo desde finales de noventa, se consideró razonable, aunque todavía no se había considerado adecuadamente el nivel específico de captura no declarada.

Anteriormente, el SCRS había estimado una cantidad importante de captura no declarada adicional basándose en el Programa de documento estadístico para el atún rojo. Estos datos proporcionan evidencias de capturas no comunicadas, aunque el programa resulta ahora menos útil para este propósito porque los mercados de “sashimi” se han expandido más allá del de Japón y porque no todos los países participan en el programa, y además no tiene en cuenta la demanda creciente del mercado interno. Este sistema ya no proporciona una base adecuada para la estimación de los niveles totales de capturas no comunicadas.

Sin embargo, se realizó una comparación de la producción total comunicada y de los pesos estimados de la captura de atún rojo exportado desde el Mediterráneo y el Atlántico este. Las estimaciones del peso de la captura del atún rojo exportado se compararon con los informes de producción de la Tarea I (**Tabla 3**). Desde 1993, las estimaciones de los pesos de las exportaciones (ajustadas para reflejar el peso de la captura) se han incrementado notablemente. En la actualidad, las estimaciones de los pesos de la captura (ajustados para el crecimiento previsto en las granjas) exportada por las naciones exportadoras coinciden con la producción comunicada por dichas naciones en las estadísticas de la Tarea I (gráfico inferior en la **Figura 6**), según las estadísticas comerciales de ICCAT. En general, las estimaciones de los pesos de la captura exportada de atún rojo equivalen a aproximadamente el 75% de la producción total comunicada de la tabla de la Tarea I del Atlántico este y Mediterráneo (gráfico superior en la **Figura 6**).

La implicación de estos hallazgos sería o bien que la producción de algunos mercados internos se ha reducido notablemente con respecto a la de hace una década o bien que la producción global es objeto de una importante infradeclaración. El Grupo cree que la segunda posibilidad es más probable, especialmente si se considera la expansión del mercado europeo.

Estimaciones del Grupo de trabajo de la captura y capacidad de pesca del Mediterráneo

Por todas las razones expuestas antes, el Grupo decidió estimar el nivel más probable de captura de atún rojo en el Mediterráneo basándose en un “censo” de las pesquerías activas. Se indicó que uno de los factores principales que afectaban a la ordenación del stock de atún rojo era la falta de información adecuada en la Secretaría de ICCAT sobre la capacidad de pesca de varias flotas. Sin embargo, se dispone de cierta información, entre la que destaca el número comunicado de buques de pesca cuya actividad está relacionada con la cría [Rec. 05-04]. También se tiene información de los buques de más de 24 de eslora total en el registro ICCAT de buques de pesca [Rec. 02-22]. Se examinaron minuciosamente estos conjuntos de datos, ya que en ellos la información sobre especie objetivo no es obligatoria ni está presente. El Grupo indicó que debería mejorarse la base de datos para buques que existe en ICCAT mediante la inclusión de información adicional para que pueda utilizarse mejor para fines de ordenación (a saber, especies objetivo principales, artes utilizados para capturar especies pelágicas en el caso de licencias múltiples, principal zona de pesca, etc.).

Se solicitó a los científicos nacionales que participaron en la reunión que, sobre la base de su conocimiento de las pesquerías, proporcionasen información sobre las flotas de atún rojo de su país y comprobasen la información disponible comunicada en los informes anuales. Las estimaciones resultantes del número de buques se agruparon por artes principales y categorías de tamaño para el cerco y el palangre que dirigen su actividad al atún rojo (las unidades más grandes eran buques de más de 30 m de eslora). Todos los cálculos (lo que incluye el “censo” de buques) se basaron en la información más reciente disponible. El Grupo se centró primero en las pesquerías comerciales, pero decidió incluir también información sobre las pesquerías deportivas y de recreo, utilizando los datos procedentes de algunos proyectos específicos. (SFITUM [*Sport Fishing: an informative and economic alternative for tuna fishing in the Mediterranean*, véase: <http://www.sfitum.net/>], Programa de recopilación de datos de la CE, etc.), ya que dicha actividad pesquera es también importante desde un punto de vista socioeconómico.

Utilizando documentos del SCRS e información de los programas nacionales de recopilación de datos que describen la flota mediterránea por tipo de arte (incluyendo los buques con licencias múltiples) y las capturas asociadas, el Grupo estimó, además, una categoría de pesca en función de la captura por unidad (CPU), y después extrapoló esta estimación al número de días de pesca y el número de unidades para obtener una estimación de las capturas totales en el Mediterráneo. Se decidió utilizar el valor medio de los valores de la CPU relacionados con el mismo tipo de arte y para todas las zonas durante un periodo reciente. Como la CPU puede presentar variaciones de un año a otro o de una zona a otra, el Grupo decidió calcular los límites superior e inferior para obtener una gama para esta estimación, asumiendo tasas de captura altas y bajas basadas en el conocimiento general. En la **Tabla 4** se muestran los resultados de este ejercicio preliminar.

Los valores obtenidos deben ser considerados por los científicos de la reunión como las mejores estimaciones posibles de las que se dispone. Si se proporcionan informaciones nuevas o adicionales a la Secretaría de ICCAT, el SCRS podría obtener estimaciones más precisas en el futuro. El Grupo cree que este ejercicio proporciona una evaluación de la capacidad pesquera de las flotas de pesca de atún rojo en el Mediterráneo. Se estimó que el número total de buques que pescan atún rojo (como objetivo, ocasionalmente o como captura fortuita) se situaba en torno a las 1.700 unidades en el mar Mediterráneo (**Tabla 4**). Al aplicar la captura anual estimada para cada categoría, por ejemplo, un gran cerco captura, como media, 300 t por año, mientras que un buque de línea de mano captura 3 t por año) se obtuvo una captura anual total de 43.417 t para todo el Mediterráneo (**Tabla 5**).

Este valor es mucho más elevado que el de la captura declarada de la Tarea I, pero se ajusta mucho mejor a la opinión experta de varios de los científicos nacionales que asistieron a la reunión. Este nivel de captura se acerca también a las anteriores hipótesis de trabajo del SCRS. La “mejor” estimación del Grupo es algo más conservadora que la cantidad estimada en el informe de WWF, a la que se llegó utilizando otras metodologías (basadas sobre todo en estadísticas comerciales).

El rango de valores (máximo y mínimo) podría reflejar buenas y malas condiciones de pesca (alta/baja disponibilidad, alta/baja capturabilidad, buenas/malas condiciones meteorológicas, largas/cortas temporadas de pesca, etc.). El Grupo opina que la gama de estimaciones de captura potencial resultan preocupantes ya que, mientras que el extremo inferior de la gama para el Mediterráneo se sitúa sólo ligeramente por debajo del TAC actual, para el Atlántico este y Mediterráneo en su conjunto, el extremo superior de la gama implica que la capacidad de captura es el doble que el TAC asignado actualmente únicamente a la flota del Mediterráneo (**Figura 7**).

El desglose de estas estimaciones por artes principales, a saber, cerco, palangre y los demás artes incluidos en la categoría “otros”, muestra que la flota de cerco del Mediterráneo realiza la mayor contribución al exceso de capacidad con respecto a los límites de captura actuales. La incidencia de la pesquería de cerco parece claramente la más importante en términos de estimación de captura total, pero su importancia se incrementa en la estimación inferior (90% de la captura potencial total), descendiendo en el “mejor caso” (77% del potencial total). Ante estos resultados, resulta evidente que la adopción de medidas de ordenación encaminadas a un mayor control de las capturas de este tipo de arte serían las que tendrían más posibilidades de conseguir resultados inmediatos.

El Grupo reconoce que este ejercicio tiene varias limitaciones, que podría realizarse con mayor rigor y que deberían comprobarse las posibles variaciones (por ejemplo, el diferente nivel de eficacia de los diferentes tipos de arte en varias condiciones medioambientales diferentes, la interferencia entre las pesquerías en las zonas de pesca más importantes, etc.). Pero, dada la escasa calidad de la información disponible y el alto nivel de incertidumbre en los niveles de captura reales, el Grupo cree que las estimaciones presentadas proporcionan una imagen más realista de la situación actual. Por ejemplo, sería necesario recopilar información sobre todos los buques activos en la flota, incluyendo también aquellos de menos de 24 m de eslora total, ya que los buques de este tipo son probablemente un componente importante de la capacidad global de captura.

Además de la sospecha de existencia de un alto nivel de infradeclaración, el Grupo constató que sólo el 20% de la producción del mar Mediterráneo se ha comunicado por mes y, además, sólo el 3% de la producción de atún rojo se ha comunicado por cuadrículas de 5°x5° en el Mediterráneo, de modo que la proporción de la captura total comunicada por Parte contratante o Parte, Entidad o Entidad pesquera no contratante colaboradora (CPC) por arte, mes y estrato espacial (que es un requisito básico para todas las CPC) es actualmente casi inexistente para el atún rojo del Mediterráneo. Esto afecta en gran medida a la capacidad del Grupo (o del SCRS) para realizar análisis, en particular en lo que se refiere a los análisis solicitados recientemente por la Comisión, como opciones para vedas espaciotemporales, a menos que se adopten supuestos sólidos para sustituir los datos que faltan (véase sección 7, posterior). Sin embargo, unas sustituciones tan amplias podrían sesgar notablemente los valores de entrada sobre los que se basan los cálculos y, además, podrían mermar la fiabilidad de cualquier evaluación que dependa de dichos datos. Asimismo, las incertidumbres incluidas en dichos datos no son fácilmente cuantificables, pero son muy amplias y generarían una cantidad ingente e interminable de trabajo para la Secretaría, así como para el Grupo, lo que haría que descienda la eficiencia de ambos (**Tabla 18** en la Sección 8).

4.3.1 Datos de la Tarea II

Los datos de talla de la Tarea II disponibles en la Secretaría cubren sólo un pequeño porcentaje de pesquerías en el Atlántico este y en el Mediterráneo e incluso un porcentaje inferior de las capturas (**Figura 8**), lo que obliga al Grupo a realizar un gran número de sustituciones (ANON 2005) para realizar varios análisis. La situación parece haber mejorado lentamente en los tres últimos años, debido a los datos procedentes de las instalaciones de cría de atún rojo, pero la cobertura todavía está muy lejos de hallarse en el nivel apropiado para las diferentes flotas y artes. Esta situación es muy difícil y se pidió a los científicos del SCRS que utilizarán toda su experiencia para mejorar la disponibilidad de datos. En las **Figuras 9 y 10** se ilustra el nivel de sustituciones necesario para las estimaciones de captura por talla (y posteriormente de captura por edad) para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo, basándose en los datos disponibles en la Tarea II.

Las sustituciones tienen que realizarse cuando no se dispone de muestras de talla o de la captura por talla calculada por científicos nacionales. Por tanto, el nivel de sustituciones es inferior a los porcentajes representados en las figuras mencionadas, pero, sin embargo, se sitúa a menudo por encima del 50%.

La Secretaría llevó a cabo un análisis de los datos de talla obtenidos de las almadrabas de túnidos y proporcionó algunas series de frecuencias de peso y talla. Tras la reunión de preparación de datos de 2004 (Anon. 2005), se revisaron todos los datos de captura por talla y de captura por edad en función de algunos cambios en las normas de sustitución (Anon. 2005), y éstos se utilizan aquí para realizar los análisis.

Se plantearon preguntas sobre la representatividad de las frecuencias de talla obtenidas específicamente de la pesquería de cerco, en los años más recientes y en los pocos países que las comunican, y, sobre todo, de las relacionadas con las actividades de cría. Es evidente que se han obtenido sólo unas pocas frecuencias de talla directamente de la pesquería de cerco, debido a las prácticas de introducción en jaulas: en CE-Italia las mediciones se realizaron directamente en el mar o en los puertos de desembarque, mientras que CE-Francia presentó sólo los datos de pesos medios de los cuadernos de pesca. Se han obtenido muchas otras frecuencias de talla directamente en las jaulas en el momento en que se sacrifican los túnidos, en cumplimiento de las recomendaciones de ICCAT. Estos datos de frecuencias de talla se guardan en archivos independientes en la base de datos de ICCAT, ya que están relacionadas con el atún rojo de instalaciones de cría, donde a menudo los ejemplares se miden y sacrifican varios meses después de su captura. Se debatió la posible utilización de estos datos para fines de evaluación, y se decidió examinarlos exhaustivamente antes de proceder a cualquier posible utilización de los mismos.

El Grupo indicó que todavía existen diversos factores que limitan la plena explotación de los datos de talla recopilados en las jaulas:

- Los datos facilitados a ICCAT no incluyen información sobre el origen de las capturas. La información sobre las zonas en las que se capturaron los peces no está siempre disponible e incluso en algunas granjas ni siquiera se dispone de información sobre los pabellones de los buques pesqueros. También se indicó que, en algunos casos, se colocaban en una misma jaula ejemplares procedentes de diferentes buques y zonas. Sea como fuere, esta información es necesaria y debería consignarse siempre que sea posible;
- El tiempo que pasan los ejemplares en las jaulas antes de ser sacrificados (en algunos casos ejemplares capturados en momentos diferentes se mantienen en una misma jaula y se sacrifican al mismo tiempo);
- Los datos presentados como peso individual no pueden ser utilizados si no se facilita información sobre el tiempo que ha pasado cada ejemplar en la jaula, ya que en las prácticas de engorde se producen diferencias significativas en el peso. Los datos deben facilitarse expresados en longitud a horquilla (de no ser así, debe comunicarse el tipo de longitud utilizado).

Esta información es esencial para evaluar mejor la información sobre frecuencias de talla recopilada en las jaulas, lo que podría ayudar en gran medida a incrementar el conocimiento de la composición de la captura de cerco en el Mediterráneo.

Se indicó que también se habían recopilado en las jaulas muchos datos de frecuencias de peso (sobre todo CE-Chipre, CE-Grecia, CE-Malta y Turquía), tras el sacrificio del atún. En este caso, el volumen es incluso superior a la información sobre tallas (FL), pero resulta mucho más difícil utilizarla, por los factores indicados antes; el diferente incremento del peso en las diferentes clases de talla y una posible varianza superior. Además, no se indicaba si estos datos se expresaban en peso en vivo o en peso del pescado transformado. Al margen de esto, el Grupo decidió sacar rédito al ingente esfuerzo realizado para recopilar datos de talla en las instalaciones de cría (**Figura 11**) y utilizar los datos de talla (FL) para hacerse una idea más clara de la captura por talla de la flota cerquera que abastece a las granjas en el Mediterráneo.

Los datos sobre frecuencias de talla procedentes de las jaulas de Croacia son muy diferentes de los demás, debido a la práctica muy conocida de capturar peces pequeños que se mantienen en las jaulas y se crían durante más de un año. Las frecuencias de talla de las jaulas de CE-Chipre son las primeras obtenidas de este país en el que el desarrollo de las granjas de túnidos es un hecho reciente. Las frecuencias de tallas de CE-España en ambos gráficos están relacionadas con los ejemplares capturados en 2005, pero sacrificados en octubre-diciembre, en el primer gráfico, y en enero de 2006, en el segundo gráfico.

En la **Figura 12** se muestran los ejemplares capturados en el mar Tirreno meridional y en el Estrecho de Sicilia (incluidos los que se destinaron a jaulas en CE-Malta) capturados por la flota italiana en 2004. El gráfico inferior izquierdo muestra las pocas frecuencias de talla de capturas de atún rojo obtenidas directamente de los cerqueros en 2004, mientras que el gráfico inferior derecho muestra las frecuencias de talla de atún rojo de las instalaciones de cría a las que se suministraron las capturas italianas.

Se estimó el peso en el momento de la captura de las muestras de frecuencias de tallas de las operaciones de cría utilizando el peso estimado por edad (a mitad de año) por las ecuaciones de crecimiento utilizadas para las evaluaciones de rendimiento por recluta de varias alternativas de ordenación para el atún rojo del Atlántico este y

Mediterráneo. Después se utilizaron los pesos de las muestras agrupadas por bandera para estimar los factores de extrapolación que se han aplicado a las muestras de frecuencia de edad agrupadas por bandera para extrapolar el número de ejemplares muestreados por edad al tonelaje estimado de atún rojo importado al mercado japonés en 2004 (**Tabla 6**; constátese que estas estimaciones no proceden del DEAR y, por tanto, podrían ser diferentes). Las estimaciones del peso de la captura de la **Tabla 6** se basaron en los factores de conversión desarrollados en la Sexta reunión CGPM-ICCAT sobre stocks de grandes pelágicos en el Mediterráneo (ANON 2003) para estimar el peso en vivo a partir del peso del producto. Estos pesos en vivo resultantes se redujeron después en un 20% para tener en cuenta la ganancia de peso prevista en las granjas. Se dispuso de muestras de distribución por edad de ejemplares de las granjas procedentes de CE-Italia, CE-España, Ce-Chipre y Croacia (véase arriba). Para fines de estimación, se aplicaron las muestras de CE-Italia al tonelaje importado de CE-Malta y Túnez, mientras que las muestras de CE-Chipre se aplicaron al tonelaje importado de Turquía, ya que el Grupo concluyó que era más probable que estas muestras fueran similares. En la **Figura 13** se muestra una comparación general de las distribuciones en proporción de captura por talla proporcionales de las muestras agrupadas de los diferentes países con operaciones de cría. En la **Figura 14** se ilustran las distribuciones de captura por edad estimadas a partir de estas mismas muestras. En la **Tabla 7** y en la **Figura 15** se compara la captura por edad estimada extrapolada para el atún rojo de granja importado al mercado japonés en 2004 con la captura por edad estimada para toda la pesquería del Atlántico este y Mediterráneo en 2004. Aunque el Grupo considera que estas estimaciones son aproximaciones de primer orden, éstas proporcionan una base para la comparación con la captura por edad estimada para toda la pesquería. Las futuras evaluaciones deberían probar los diferentes supuestos formulados en los cálculos anteriores.

4.3.2 Resumen

En resumen, la información disponible refuerza la opinión mantenida por el Grupo de que la captura de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo ha sido objeto de un alto grado de infracomunicación en los años recientes, sobre todo en lo que se refiere al Mediterráneo. El volumen de capturas de los años recientes probablemente supera en gran medida al TAC actual, y posiblemente se halle cerca de los niveles comunicados a mediados de los noventa, a saber aproximadamente 50.000 t en el Atlántico este y Mediterráneo. Además, los datos de captura por talla disponibles son muy inadecuados, lo que se traduce en una escasa confianza en nuestras estimaciones de captura por edad de la pesquería global. Los datos precisos de captura y captura por edad son los pilares de las evaluaciones analíticas del estado de los recursos, y nuestra incapacidad de obtener información fidedigna sobre captura y captura por edad menoscaba en gran medida la credibilidad a la hora de emprender las evaluaciones analíticas del estado de los stocks que se basan en dicha información.

5. Índices de abundancia relativa

5.1 Índices de abundancia relativa- Este

CPUE estandarizada

El Grupo examinó los siguientes índices de abundancia:

Almadrabas españolas en el Atlántico (SCRS/2006/071). En este documento se obtuvieron índices de abundancia estandarizados-GLM para grandes atunes rojos de la pesquería de almadraba española en el Estrecho de Gibraltar, desde 1981 hasta 2004. En respuesta a las inquietudes relacionadas con la unidad de esfuerzo actual expresadas durante la sesión de evaluación de atún rojo de 2002 (Anon. 2003(a)), el documento exploraba la idoneidad de la unidad de esfuerzo, así como supuestos alternativos de distribuciones de error. Tras cierto debate y basándose en los diagnósticos de ajuste del modelo, el Grupo decidió utilizar las series estandarizadas obtenidas a partir de un GLM con supuesto de error binomial negativo y enlace logarítmico y basadas en los datos de mayo de cada año (no de la temporada completa).

Las almadrabas marroquíes en el Atlántico (SCRS/2006/078). Este documento proporcionó series de CPUE para la pesquería de almadrabas marroquí en la zona cercana al Estrecho de Gibraltar desde 1998 hasta 2005, estandarizadas con un GLM utilizando un supuesto de error lognormal. El Grupo constató los progresos realizados y acordó aplicar el mismo supuesto de error utilizado para estandarizar el índice de almadraba español (binomial negativo con enlace logarítmico).

Al comparar ambas series, se observó un esquema complementario que podría interpretarse como el resultado de una migración del atún rojo más cerca de la costa española o marroquí. Sin embargo, al combinar las CPUE de

las pesquerías de almadraza española y marroquí, éstas mostraban un marcado descenso durante los últimos años. El Grupo de trabajo insta a los científicos marroquíes y españoles a que colaboren con objeto de completar análisis adicionales que amplíen y combinen ambos conjuntos de datos.

Los índices de la flota de cebo vivo del Golfo de Vizcaya (SCRS/2006/094 y SCRS/2006/075). En el documento SCRS/2006/094 se actualizan los índices de CPUE estandarizados por edad desde 1975 hasta 2004. La estandarización se realizó utilizando modelos lineales generalizados mixtos (GLMM). Se disponía de datos de captura y esfuerzo para el atún rojo por marea; esta captura clasificada por categoría comercial se convirtió en captura por edad aplicando las claves de talla-edad estacionales a la distribución de tallas por categoría comercial. El desglose de las capturas en clases de edad introduce un importante número de valores iguales a cero, por lo que estos datos se modelaron utilizando el modelo delta lognormal. Las edades cinco y superiores se combinaron en 5+, ya que las edades superiores aparecían sólo ocasionalmente representadas en la pesquería durante el periodo considerado; y en la selección de datos se utilizó un criterio de barcos de cebo vivo con un historial de capturas de cinco o más años en la serie temporal. En el documento SCRS/2006/075 se revisaba el proceso de estandarización de los datos de la misma pesquería de cebo vivo, utilizando las categorías de captura comerciales (7-15 kg y 15-25 kg, 25-50 kg y >25 kg). Se estimaron dos índices diferentes: uno que consideraba los desembarques totales desde 1970 hasta 2005 con un modelo lineal generalizado mixto lognormal (GLMM), y otro desde 1975 hasta 2005, considerando los desembarques totales estratificados por categoría comercial mediante un modelo GLMM delta-lognormal.

Tras un examen, el Grupo concluyó que, aunque existían algunas diferencias, los esquemas de ambas series no variaban significativamente (**Figura 16**). Ambos enfoques parecen interesantes y válidos. En el documento SCRS/2006/075 se presentaba una serie temporal más larga, remontándose cinco años atrás, pero para mantener la continuidad con la evaluación de atún rojo de 2002, se decidió incluir los índices actualizados de abundancia relativa estandarizada por edad (SCRS/2006/094) para los ensayos del VPA. El Grupo recomendó que se realizase un trabajo de colaboración para continuar con los esfuerzos de modelación, y que los futuros análisis de estos datos los realizaran conjuntamente todos los científicos interesados.

Palangre japonés (SCRS/2006/097). En este documento se presentaban las series estandarizadas de CPUE de la pesquería de palangre japonesa en el Atlántico, incluyendo el mar Mediterráneo, hasta 2005. Se desarrollaron seis índices siguiendo los requisitos indicados en el Plan de trabajo del SCRS para el atún rojo para esta evaluación. Los índices se estandarizaron con modelos delta lognormal con efectos aleatorios para las interacciones significativas que impliquen el efecto año. El esquema de abundancia relativa indicado por este índice para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo fluctuó en niveles relativamente elevados hasta comienzos de los ochenta, y después exhibió un descenso regular, alcanzando su nivel más bajo a mediados de los noventa. A continuación se observó un esquema de cierto incremento con casi la mitad del nivel de los ochenta hasta 2002, y a partir de ese año se observa un descenso hasta un nivel bajo.

Debido al hecho de que la pesquería de palangre japonesa en el Mediterráneo incluía algunas capturas en aguas en torno a Argelia y Libia, relacionadas con empresas conjuntas recientes, se acordó seguir investigando el impacto de estas capturas en el índice japonés. Los científicos japoneses presentaron un nuevo índice estandarizado que excluía las capturas en Argelia y Libia durante 2002-2003. No se observaron diferencias significativas.

Además, dado que se cree que el índice japonés representa las edades 8+ y para comparar este índice con los índices de las almadrazas españolas y marroquíes, que son representativas de edades 10+, se convino en computar un nuevo índice japonés para edades 10+. Los resultados presentados por los científicos japoneses no exhibían ningún esquema específico, pero confirmaban las indicaciones anteriores de una clase de edad relativamente fuerte en 1994 (**Figura 17**).

Se resaltó una vez más la cuestión de la ausencia de series temporales de CPUE estandarizadas para la flota de cerco del Mediterráneo que dirige su actividad al atún rojo, ya que estas pesquerías predominan en gran medida en el Mediterráneo. Si bien se puede obtener fácilmente la CPUE nominal del cerco, como se ha hecho ya en el pasado, lamentablemente, la estandarización se ve obstaculizada por varias dificultades y problemas críticos:

Problemas relacionados con los cambios recientes en la flota:

- La expansión de las pesquerías de cerco en el Mediterráneo ha generado el desarrollo de varios caladeros nuevos durante las dos últimas décadas. Por consiguiente, la distribución espacial de las pesquerías de cerco ha cambiado totalmente y ha experimentado una fuerte expansión en el periodo más reciente. La flota de

cercos de CE-Francia, por ejemplo, se fue desplazando desde el Golfo de León hasta las Islas Baleares durante los ochenta y, desde, 2002 se ha trasladado rápidamente desde la zona balear hasta el Golfo de Sirta (Libia) y desplazándose incluso más hacia el Este en los últimos años. Estos cambios tan grandes y rápidos anulan el supuesto básico para la estandarización de la CPUE, a saber, la coherencia con la zona de pesca. Esto hace que sea inviable la estimación de parámetros para la estandarización de las series temporales de CPUE (por ejemplo, GLM), ya que el diseño del muestreo está totalmente desequilibrado.

- Los cambios radicales en las tácticas y estrategias de pesca debidos a la utilización progresiva de nuevos equipos de almacenamiento, de buques de transporte con almacenes ultra-congeladores, de aviones y más recientemente, a las actividades de cría. Dichos cambios se han producido muy rápidamente (las granjas aparecieron en 1997 e implican a una importante proporción de la captura real, hasta el 80% desde 2002). Estos cambios están poco documentados y no pueden cuantificarse.
- Los cambios importantes debidos a la utilización reciente, rápida y cada vez mayor de equipos de prospección y posicionamiento muy potentes, como aviones, radar de aves, sonda de profundidad, sonar, que también están poco documentados y no pueden cuantificarse.

Dificultades relacionadas con la falta de datos pasados y presentes:

- Ausencia de datos precisos sobre la captura y la composición por talla de la captura de las flotas de cerco debido a las actividades de cría. Como los ejemplares ya no se desembarcan, sino que se transfieren a jaulas, existe una gran incertidumbre sobre los niveles totales de captura. Dicha información no sólo puede recuperarse únicamente mediante programas de observadores a bordo (Di Natale et al. 2006) sino que también requeriría la implementación de un programa de observadores para las jaulas.
- La falta de información sobre: (i) localización espacial de la captura; (ii) número de operaciones de pesca con y sin captura; (iii) cambios en la cooperación y competencia de los buques (los cerqueros trabajan en equipo).

La mayoría de estos problemas no son nuevos, pero se han incrementado considerablemente durante los últimos diez años. Por consiguiente, actualmente sólo puede obtenerse para esta pesquería un índice de CPUE nominal y, por tanto, extremadamente sesgado. Apenas puede realizarse la estandarización de la CPUE del cerco y, además, es muy probable que ésta proporcione una visión muy optimista del estado del stock, tal y como se ha demostrado en otras pesquerías, debido al carácter activo y muy móvil de estas pesquerías. Experiencias anteriores han demostrado que hay más posibilidades de obtener un índice de abundancia fidedigno a partir de observaciones aéreas que de obtener un índice de CPUE preciso a partir de las pesquerías de cerco.

*Esquemas de tasas de captura como indicadores de las pesquerías (véase la **Tabla 8**)*

En el Atlántico oriental los esquemas de tasas de capturas disponibles para los ejemplares pequeños no mostraban por sí mismos ninguna tendencia coherente durante el periodo disponible para el análisis (desde mediados de los setenta). Este resultado no es especialmente sorprendente, ya que muchas especies exhiben una alta variación interanual en la fuerza de las clases anuales, lo que dificulta la detección de tendencias. No se observó una tendencia general para las edades más comunes en las capturas del Golfo de Vizcaya (edades 2, 3 y 4, **Figura 18**), para el periodo para el que se dispone de datos, aunque se detectó una tendencia descendente en los indicadores de las edades 3 y 4 que coincidía con la desaparición de la clase anual de 1994, relativamente fuerte, de esta pesquería.

Los indicadores de abundancia relativa de edades superiores muestran algunas tendencias coherentes en el tiempo. Para los ejemplares en edad de reproducción capturados por la flota de palangre japonesa en el Atlántico este y Mediterráneo, se ha producido una tendencia descendente general durante el periodo disponible para el análisis (de nuevo, desde mediados de los setenta, véase la **Figura 19**), y la abundancia relativa actual es aproximadamente la mitad del nivel indicado para mediados de los setenta. La mezcla de ejemplares capturados por la flota japonesa es ligeramente más joven que la de los ejemplares capturados en las pesquerías de almadraba española y marroquí, lo que indica que se ha producido una importante reducción en la abundancia relativa de los peces mayores en la población durante los últimos años. A mediados de los ochenta se produjo un descenso similar en el índice de las almadrabas españolas.

5.2 Índices de abundancia relativa - Oeste

Se actualizó, cuando fue posible, la información sobre todas las series de datos de tasas de capturas empleadas en la evaluación anterior de atún rojo del Atlántico occidental (**Tabla 12** del Informe de la Sesión de evaluación de 2002 del stock de atún rojo, ANON 2003a) y ésta información estuvo disponible para la evaluación actual (**Tabla 9 y Figura 20**). En 1998, se presentaron varias series de tasas de capturas que se habían vuelto a analizar, así como el tratamiento analítico de dos de los índices (caña y carrete Estados Unidos *para pequeños*, caña y carrete Estados Unidos *para grandes*), lo que se tradujo en la separación de estas series temporales en dos estanzas. Este tratamiento de la serie temporal continuó en las actualizaciones presentadas en el documento SCRS/2006/082. Una de las series disponible anteriormente, que se actualizó y estaba disponible para esta evaluación, se basaba en una prospección sistemática independiente de la pesquería (prospección larvaria estadounidense en el Golfo de México SCRS/2006/082). Otra serie se basaba en datos de captura de las pesquerías canadienses de liña tendida/caña y carrete y arpón para grandes ejemplares en el Golfo de San Lorenzo y en el Suroeste de Nueva Escocia, que también se actualizó para incluir información adicional y se estandarizó mediante un modelo lineal generalizado (SCRS/2006/076). También se presentó un análisis revisado y actualizado de la pesquería de palangre estadounidense en el Golfo de México (SCRS/2006/083) En el documento SCRS/2006/97 se actualizaban las tasas de captura de la pesquería de palangre japonesa para seis combinaciones diferentes de datos que representan diferentes combinaciones del Atlántico oriental, central y occidental, más el Mediterráneo. El Grupo decidió seguir utilizando el modelo delta lognormal con efectos aleatorios que se había desarrollado durante la última evaluación de stock.

En el documento SCRS/2006/076 se presentaban los resultados de la actualización de los índices de abundancia relativa estandarizada para las pesquerías de atún rojo canadienses en el Golfo de San Lorenzo (1981-2005) y en las aguas frente al Suroeste de Nueva Escocia (1988-2005), basándose en los datos de registros comerciales. Se emplearon los mismos métodos que en la evaluación de stock de atún rojo 2002. Se empleó un modelo delta lognormal-binomial para estandarizar los datos del Golfo de San Lorenzo y del Sudoeste de Nueva Escocia. Las CPUE en el Golfo de San Lorenzo se incrementaron ligeramente entre 1997 y 2003, y descendieron rápidamente en 2004. Las tasas de captura experimentaron un ligero descenso en 2005, pero se mantuvieron elevadas en comparación con las observaciones recientes (**Figura 20**).

Las series del Suroeste de Nueva Escocia exhibían una tendencia bastante estable desde mediados a finales de los noventa. Mientras que el valor de 2000 es el más bajo registrado, los niveles de 2001 se asemejaron más a la tónica general de los noventa. Las tasas de capturas más recientes (2002-2005) son ligeramente más elevadas que las observadas antes de la evaluación de 2002.

Como en evaluaciones anteriores, el Grupo convino en que se estimasen factores especificados previamente para cada año, basándose en la ratio del número por edad con respecto a las capturas totales para las edades 13 y superiores y edades 10 y superiores, para dar un margen al hecho de que el índice del Golfo de San Lorenzo se aplica a ejemplares de edad 13+ en vez de a peces de edad 10+. En la **Tabla 10** se muestra la captura proporcional de ejemplares de edad 13 y superiores en la de la edad 10+ agrupada para el periodo comprendido entre 1981 y 2004, respectivamente. Al igual que se hizo en 2002, se utilizaron las capturas parciales de las pesquerías de caña y carrete, barrilete y arpón para ponderar el índice del Sudoeste de Nueva Escocia. Sin embargo, el método de cálculo utilizado difirió del de la evaluación de stock de 2002 en cuanto a que se aplicó la captura por edad para la población occidental a las series de 2006 del Golfo de San Lorenzo, en vez de aplicar la captura por edad canadiense que se aplicó en 2002. Asimismo, las capturas parciales del Suroeste de Nueva Escocia han cambiado debido a una representación más apropiada de los artes en los cálculos.

La talla media de los peces capturados en el Golfo de San Lorenzo ha descendido en los últimos años, reflejando una mayor abundancia de ejemplares más jóvenes en el índice del Golfo de San Lorenzo que la observada en el pasado (SCRS/2006/76). El Grupo decidió ajustar las observaciones recientes de CPUE en el índice para reflejar este cambio en la composición por tallas, mediante la proporción de peces de más de 253 cm, talla que corresponde a la edad 13 si se utiliza el modelo de crecimiento de Turner y Restrepo (1994).

El índice actualizado el Suroeste de Nueva Escocia incluía una gran proporción de capturas de una zona no especificada dentro del Suroeste de Nueva Escocia denominada 4Xu (SCRS/2006/076). En el pasado se excluyeron estas capturas, sin embargo, en 2004 y 2005 estas capturas respondieron de aproximadamente el 70% de los desembarques anuales de esta pesquería. Se presentaron dos versiones del índice actualizado del Suroeste de Nueva Escocia, y el Grupo decidió que la inclusión de las capturas de 4Xu proporcionaría un mejor ajuste estadístico.

Tal y como se recomendaba en los planes de trabajo de 2002 y 2006, el documento SCRS/2006/097 presentaba los resultados de varios análisis de modelos lineales generalizados de las series temporales de las tasas de captura de atún rojo japonesas para examinar los efectos de la mezcla. Se modelaron estas series temporales utilizando un modelo delta lognormal considerando las interacciones área*mes como efectos aleatorios, con el año como factor.

El Grupo reconoció que desde la última evaluación no se habían producido cambios importantes en los índices en estas series temporales, y acordó aplicar estas series temporales a la evaluación de stock actual, tanto para el ensayo de caso base como para el ensayo de continuidad de la evaluación del stock occidental.

El Grupo identificó tendencias diferentes en los índices para la zona 2 y la zona 3, por consiguiente, el Grupo decidió que, si se añadía la zona 3 al Oeste, se utilizarían ambos índices (en vez de combinarlos como se hizo en la evaluación anterior).

El Grupo discutió qué rango de talla cubría realmente la flota que opera en el Oeste. El autor respondió que era el rango de talla media, que ha permanecido sin cambios. El Grupo también preguntó sobre la posibilidad de generar CPUE estandarizadas del palangre japonés que opera en el Mediterráneo. Durante la reunión se presentó este nuevo índice al Grupo. Se indicó que, dada la ausencia de interacciones año y zona o año y mes debido a las diferencias en las temporadas de pesca del palangre japonés en diferentes zonas, el índice de combinación de diferentes zonas (por ejemplo, Oeste (zona 2) y Central (zona 3)) podría plantear el problema potencial de ignorar las diferentes tendencias entre las zonas. El Grupo también debatió la razón de la ausencia de ajuste de la parte binomial del modelo delta lognormal indicada en el documento. Se indicó que es difícil llegar a esta conclusión sin examinar la información sobre esquemas residuales, información que no se había presentado.

Estados Unidos presentó un índice independiente de la pesquería basado en la prospección larvaria en el Golfo de México durante la temporada de desove (SCRS/2006/082), un índice obtenido de las capturas de palangre del Golfo de México y aguas próximas (SCRS/2006/083) e índices múltiples de la pesquería de caña y carrete frente a la costa nordeste de Estados Unidos (SCRS/2006/084). Todos los índices se obtuvieron utilizando un enfoque en el cual se llevan a cabo análisis separados de la proporción de observaciones con captura y de las observaciones con captura positiva.

Se obtuvieron índices de larvas (SCRS/2006/082) utilizando los datos estandarizados utilizados para obtener los índices anteriores (a saber, abundancia de larvas con un primer incremento de otolito diario formado por 100 m² de agua muestreada). Este índice se desarrolló utilizando un modelo delta lognormal, que es una combinación matemática de estimaciones anuales de captura de dos modelos lineales generalizado distintos: un modelo binomial, que describe la proporción de valores de captura positiva, y un modelo lognormal, que describe la variabilidad en los datos de captura que no son iguales a cero. Se comprobaron las covariables, que incluyen temperatura de la superficie, profundidad del agua, hora del día, momento del mes, zona muestreada y año, para su inclusión en ambos submodelos. Debido a la alta frecuencia de capturas iguales a cero durante las prospecciones de ictioplancton, sobre todo en años recientes, se sustituyó la porción binomial del enfoque delta lognormal por un modelo binomial inflado de ceros (*“zero inflated”*), que se consideró un método más apropiado para modelar estos datos. Los resultados de estos dos enfoques apuntaban a un fuerte descenso en las tasas de capturas de larvas desde el comienzo de la serie temporal, con el valor mínimo en 2005.

El Grupo debatió la cuestión del descenso de la talla de las larvas en 2005, y no se halló una razón clara que lo explicase. Podría deberse al hecho de que el muestreo real se realizó en abril, por lo que el crecimiento podría haber tenido un efecto en el rango de tallas. El Grupo convino en utilizar el modelo delta lognormal inflado de ceros en la evaluación actual del caso base en vez del modelo de Pennington, que se había aplicado en la anterior evaluación y que no considera los efectos del cambio de la época de muestreo, a principios de mayo en el año reciente.

El documento SCRS/2006/083 presentaba dos índices de abundancia de atún rojo de la pesquería de palangre pelágico de Estados Unidos en el Golfo de México y en la costa este de Florida para el periodo 1987-2005. El primer índice es una ampliación del anterior índice de palangre pelágico de Estados Unidos (Cramer 2003), que utiliza los mismos modelos lineales. El segundo índice se obtuvo utilizando el procedimiento de “mediciones repetidas” para incluir la varianza en las tasas de captura entre los buques. Se estandarizaron ambos índices mediante modelos lineales generalizados mixtos, con un enfoque delta lognormal. Los índices difieren en cuanto a que la extensión del índice de 2002 sugiere que las tasas de captura se incrementaron de 1988 a 1990, después descendieron durante 1991-1993 y se mantuvieron en niveles bajos tras esa fecha. El nuevo índice obtenido

sugiere un descenso bastante coherente desde 1987 hasta 1992, y que las bajas tasas de captura continuaron hasta 2005.

El Grupo acordó utilizar la ampliación del anterior índice de palangre pelágico estadounidense en un caso de continuidad, y utilizar el nuevo modelo de “mediciones repetidas” en el ensayo del caso base, ya que éste considera mejor la variabilidad de la CPUE entre los buques. El Grupo también debatió la posibilidad del efecto de los bastones luminosos en las tasas de captura, pero esta información no se incluyó en el análisis. También se indicó que en el Golfo de México casi todos los pescadores utilizan bastones luminosos por lo que el efecto de la exclusión de la información sobre bastones luminosos en el análisis sería insignificante.

En el documento SCRS/2006/084 se presentaban los índices de abundancia de atún rojo de las pesquerías de liña de mano/caña y carrete en la costa nordeste de Estados Unidos. Se utilizaron datos de captura por unidad de esfuerzo de la caña y carrete/liña de mano por mareas individuales, recopilados mediante entrevistas a los pescadores, con el fin de estimar las tasas de captura estandarizadas considerando factores como periodo del año, zona explotada, tipo de barco, método de pesca, estatus de apertura/cierre de la pesquería, límites de captura por persona y especie objetivo. Se desarrollaron los modelos para todas las categorías de talla de atún rojo (excepto para aquellas < 66 cm SFL), implementando un enfoque delta-Poisson en el que las tasas de capturas se consideran como el producto de las probabilidades de capturas positivas distribuida binomialmente y las tasas de captura positiva que siguen una distribución de Poisson. Se presentaron siete índices de abundancia de atún rojo de la pesquería de caña y carrete de Estados Unidos. Estos índices se calcularon de forma independiente por categoría de talla y para dos periodos de tiempo diferentes, 1980-1992 y 1993-2005. Los índices del primer periodo incluyen una serie para atunes rojos pequeños (< 145 cm SFL) para 1980-1992 y una serie para atunes rojos grandes (>195 cm SFL) para 1983-1992; éstos se presentan sin cambios con respecto a análisis anteriores. También se presentaron sin cambios los índices para el atún rojo de 145-177 cm SFL y para el atún rojo grande (>195 cm SFL, 1983-2001), que no se utilizaron en la evaluación del stock del Atlántico occidental de 2002. Para el periodo 1993-2005, se actualizaron los índices para atunes rojos de 66-114 cm, 115-144 cm y >177 cm SFL. Se definieron periodos diferenciados debido a que los cambios en la recopilación de datos de encuestas que se implementaron en 1993 permitieron separar las capturas en intervalos de talla inferiores y a que los cambios en la ordenación y reglamentación impusieron límites diarios diferentes y vedas a las pesquerías para dichas categorías de talla.

Se indicó que en las categorías de talla más pequeñas podía observarse un esquema de progresión modal. Por ejemplo, los ejemplares de 66-114 cm son más abundantes durante 1996-1999, mientras que los ejemplares de 115-144 cm son más abundantes durante 2000-2002, y los ejemplares 145-177 cm abundan más en 2001. Sin embargo, no se observan esquemas similares en las categorías de talla más grandes (>177 cm y >195 cm). El Grupo consideró que esto podría deberse a la alta variabilidad de las estimaciones de abundancia o al hecho de que no exista un límite de talla superior para las clases de talla >177 cm y >195 cm. Por el contrario, estas clases de talla tienen ejemplares que puedan superar en gran medida los 177 cm o 195 cm. El Grupo mencionó que los patrones de progresión modal podrían verse enmascarados por una gama amplia de individuos de tallas grandes dentro de una categoría.

En el documento SCRS/2006/84 se incluía un índice para el atún rojo grande (>195 cm) para los años 1983-2001. Este índice estaba disponible, pero no se utilizó durante la evaluación de 2002 porque se había producido un importante cambio en la reglamentación durante la serie; se combinaron las tallas grande-mediana (178-195 cm) y grande (>195 cm). Este cambio en la reglamentación parece haber provocado cambios en el modo de comunicar la categoría de talla y la especie objetivo. Por consiguiente, el Grupo de 2002 recomendó que se utilizase un índice de sustitución, atún rojo >177 cm para el año 1993 y años posteriores. El Grupo de 2006 debatió esta decisión y decidió respaldarla.

Dos índices históricos de CPUE presentados previamente, que se habían utilizado en la última evaluación y que no se cambiaron, fueron los índices de CPUE del palangre japonés en el Golfo de México (SCRS/2002/012) y los índices de marcado (SCRS/2002/012). El Grupo decidió seguir utilizándolos pero esta cuestión no fue objeto de un amplio debate.

En resumen, el Grupo reconoció que no se habían producido cambios sustanciales en los índices desde la última evaluación y acordó aplicar básicamente 12 series temporales similares a las utilizadas para la evaluación de base en 2002 (**Figura 21**). Tal y como se debatió antes, se actualizaron cuatro índices (prospección de larvas del Golfo de México, palangre estadounidense del Golfo de México, Golfo de San Lorenzo y Nueva Escocia en Canadá), utilizando tanto métodos de 2002, así como nuevos métodos que se estimó que eran más apropiados. Las versiones que utilizaban la metodología antigua se aplicaron en el ensayo de continuidad de VPA de 2006 y

las versiones que utilizaban los métodos nuevos se aplicaron al ensayo de base de 2006 (tal y como se indica en la **Tabla 9**).

6. Métodos y otros datos relevantes para la evaluación

6.1 Métodos - Este

El documento SCRS/2006/072 presentaba estimaciones de mortalidad total del atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo utilizando análisis de clases anuales como metodología alternativa a los modelos estructurados por edad secuenciales para estimar la magnitud de la mortalidad en el atún rojo gigante (edades 10+). El enfoque es similar al de los análisis de curvas de captura, pero se refiere a las cohortes, y, por consiguiente, los resultados no dependen de un supuesto de reclutamiento constante. Sin embargo, el método parte del supuesto de que la mortalidad por pesca es constante para los ejemplares de una cohorte que ya han sido totalmente reclutados. Los análisis realizados en el documento SCRS/2006/072, que utilizan los datos de captura por edad de la almadraza española (edades 11-17) se citan en la Sección 7.1. Además, el Grupo realizó análisis utilizando los datos de CPUE específicas de la edad del palangre japonés para el Atlántico este y Mediterráneo. Las CPUE específicas de la edad se obtuvieron de la CPUE japonesa para todas las edades combinadas utilizadas en el VPA y la matriz de captura por edad para el palangre japonés. Se realizaron los análisis de clases anuales asumiendo una selectividad total para las edades 10-14.

En el documento SCRS/2006/073 se propone un enfoque directo para estimar los perfiles de selectividad específicos de los artes, basándose en las curvas de captura en equilibrio, que se basan en un conjunto más reducido de supuestos que el típico VPA. El documento facilitaba estimaciones de selectividad para algunos de los artes principales (almadraba, cebo vivo, cerco y palangre) en el Atlántico este y Mediterráneo.

El Grupo debatió la necesidad de hallar un equilibrio entre, por un lado, el asesoramiento científico a la Comisión y, por otro, la dificultad de utilizar datos de muy poca calidad para muchas de las pesquerías. En aras de la continuidad, se decidió realizar de nuevo un VPA ("VPA-2BOX v. 3.01", disponible en www.iccat.int), tal y como se hizo en la evaluación de 2002.

Especificaciones del VPA

A pesar de las incertidumbres en los datos de captura por edad y en los índices de abundancia, descritas en otras partes de este informe, el Grupo decidió realizar de nuevo un ADAPT-VPA (tal y como está implementado en VPA-2box), tal y como hizo en la evaluación de 2002. La finalidad principal de este ejercicio era desarrollar un esquema de selectividad reciente para los diferentes análisis por recluta.

Las especificaciones iniciales del modelo fueron similares al denominado "Ensayo 5" de la evaluación de 2002, utilizando los datos de 1970-2004, con ponderación inversa-CV de los índices. Los resultados de este ensayo no fueron satisfactorios, con valores de mortalidad por pesca en 2004 que alcanzan el límite superior especificado ($F=5,0$). Después, el Grupo cambió algunos los valores de entrada y supuestos formulados, tal y como se explica a continuación. Cabe señalar que en todos los casos examinados, el ajuste a los índices de CPUE disponibles fue escaso. Debido a esto y a la muy escasa calidad de la matriz de captura por edad utilizada, el Grupo no tenía una base estadística objetiva con la que seleccionar un modelo como "caso base".

Se realizaron tres especificaciones del modelo (a continuación). El ensayo 1 fue similar al "ensayo 5" de la evaluación de 2002, con la excepción de lo siguiente. (a) se incluyó también el índice de la pesquería de almadraza marroquí 1998-2004 que se presentó durante la reunión; (b) en vez de capturas parciales para los dos índices de almadraza, se asumió que representaban edades 10+ (véase SCRS/2006/073); (c) para el índice de palangre japonés se consideraron capturas parciales para edades 5 y superiores en vez de para edades 8 y superiores; y (d) los supuestos sobre las ratios de mortalidad por pesca relativa en el año terminal fueron diferentes. El ensayo 2 fue igual que el ensayo 1, con la excepción de que la ratio de F (F en edad 10+ dividida por F en edad 9) se incrementó hasta 2,0 para el periodo 2001-2004. El ensayo 3 era igual que el ensayo 1, pero también incluía los índices de la pesquería de cebo vivo española para edades 4 y 5, estimaba más parámetros en el año terminal y establecía supuestos diferentes para las mortalidades por pesca relativas en el último año. Además, el ensayo 1 incluía una serie alternativa para la captura por edad 1. No se intentó formular hipótesis sobre un ensayo alternativo en el que se incrementase captura global para tener en cuenta la infracomunicación.

Especificaciones del modelo para los ajustes del VPA al atún rojo del Atlántico oriental y Mediterráneo.

		<u>Ensayo 1</u>	<u>Ensayo 2</u>	<u>Ensayo 3</u>
Índices	ES TR	Sí	Sí	Sí
	ES BB1			
	ES BB2	Sí	Sí	Sí
	ES BB3	Sí	Sí	Sí
	ES BB4			Sí
	ES BB5			Sí
	JLL	Sí	Sí	Sí
	MAR			Sí
	TR	Sí	Sí	
CAA 1		Base	Base	Alt.
Frat 01-04		=1,0	=2,0	=1,0
Parámetros 2004				
	F1	=0,25 F2	=0,25 F2	=1,0 F2
	F2	Este	Este	Este
	F3	Este	Este	Este
	F4	=1,2 F3	=1,2 F3	Este
	F5	=1,6 F3	=1,6 F3	Este
	F6	Este	Este	=1,0 F5
	F7	=1,0 F6	=1,0 F6	=0,75 F8
	F8	Este	Este	Est
	F9	=1,5 F8	=1,5 F8	=1,25 F8

Se desarrolló la serie alternativa para la captura por edad 1 para probar la sensibilidad de los resultados a la caída observada en las capturas comunicadas de este grupo de edad para el periodo 2001-2004 (**Figura 22**). Para estos años se asumió que la ratio de captura por edad 1 con respecto a la edad 2 sería igual a la mitad de la ratio media observada históricamente.

$$C_{1y} = C_{2y} \frac{\left(\sum_{i=1960}^{2000} C_{1i} / C_{2i} \right) / 41}{2}, \quad \text{para } y=2001 \text{ a } 2004.$$

6.2 Métodos - Oeste

ADAPT-VPA aplicado al Atlántico occidental

Las especificaciones de parámetros utilizadas en la evaluación del VPA de 2006 fueron las mismas que se utilizaron en la evaluación del caso base de 2002, con la excepción de la modificación realizada para incluir un mayor número de años. Dichas especificaciones se describían en el Informe de la sesión de evaluación de atún rojo de 2002 (Anon. 2003a) y se revisan sucintamente a continuación.

Las evaluaciones de 2006 ($y_{\max}=2004$) estimaron abundancias de población al comienzo de 2005 ($N_{y_{\max}+1,a}$) para edades $a=3, 5, 7$ y 9 para el Atlántico noroccidental. Sobre la base de los valores estimados de los parámetros especificados antes ($N_{y_{\max}+1,a}$), pueden computarse las mortalidades por pesca ($F_{y_{\max},a-1}$). Para aquellas edades a para las que no se han estimado las abundancias de población, las mortalidades por pesca no pueden calcularse directamente. Para dichas edades las F tienen que vincularse a aquellas mortalidades por pesca que se han estimado directamente utilizando un vector que especifica qué edades están agrupadas, así como las selectividades relativas dentro de cada grupo. En la evaluación de 2006, se asumió que las edades 1-3, 4-5, 6-7 y 8-9 estaban agrupadas y que:

$$\begin{aligned} F_{2004,1} &= 0,318 F_{2004,2} \\ F_{2004,2} &\text{ Est} \end{aligned}$$

$F_{2004,3}$	$=1,0 F_{2004,2}$
$F_{2004,4}$	Est
$F_{2004,5}$	$=1,0 F_{2004,4}$
$F_{2004,6}$	Est
$F_{2004,7}$	$=1,0 F_{2004,6}$
$F_{2004,8}$	Est
$F_{2004,9}$	$=1,0 F_{2004,8}$

Las mortalidades por pesca F para las edades más avanzadas (que se consideran un grupo plus que incluye las edades 10 y superiores) y cualquier año y se obtienen mediante $F_{y,10} = r_y F_{y,9}$, donde r_y es la ratio de F para el año y . Para la evaluación del caso base de 2006, se especificó previamente la ratio de F ($r_y = 1.0$) para el periodo 1970-73, estimada mediante un valor simple para el periodo 1974-1981, y mediante un segundo valor para el periodo más reciente (1982-2004), sujeta a un término de penalidad incluido en la función de verosimilitud.

$$-\ell n L = \frac{(\ell n \tilde{r}_y - \ell n \hat{r}_y)^2}{2(\sigma_r)^2}$$

donde $\tilde{r}_y$ es la ratio de F prevista para el periodo más reciente (considerada como el valor asumido para la evaluación del caso base de 1996, 1.14) $\hat{r}_y$ es la estimación del modelo correspondiente, y σ_r es la desviación estándar de la distribución a priori (que se presupone que es 0,25)

Al igual que en evaluaciones anteriores, se partió del supuesto de que la tasa de mortalidad es independiente de la edad ($=0.14\text{yr}^{-1}$).

Ensayos para el Atlántico oeste

- 1) Ensayo de continuidad: para una comparación más exhaustiva con los resultados de la evaluación de 2002, se especificó un ensayo que utiliza exactamente los mismos índices de abundancia que se seleccionaron en 2002 (pero con una ampliación de tres años cuando es pertinente)
- 2) Ensayo de base: este ensayo se estableció del mismo modo que el ensayo de continuidad anterior, con la excepción de que se revisaron cuatro índices de abundancia con nuevos métodos (véase sección 5). Los cuatro índices revisados son Golfo de San Lorenzo de Canadá (ajustado a 13+), Nueva Escocia de Canadá (modelo 4XU), prospección de larvas del Golfo de México (modelo inflado de ceros), y palangre estadounidense del Golfo de México (modelo de mediciones repetidas).
- 3) Ensayos retrospectivos: del caso base realizados retrotrayéndose cinco años.
- 4) Ensayo de límite ampliado: para considerar las implicaciones de la presentación de atún rojo perteneciente al stock occidental en la zona central del Atlántico, el Grupo decidió volver a realizar la evaluación del caso base para una situación en la que las capturas en el Área 3 (básicamente la zona entre 45 y 30° W – véase **Figura 23**) se consideran en su totalidad como procedentes del stock occidental y, por consiguiente, la determinación de su edad se realiza mediante la curva de crecimiento para el atún rojo del Oeste. Para este ensayo repetido, se utilizó el índice estandarizado del palangre japonés para el Área 3, además del índice correspondiente al Área 2. La reunión decidió no realizar una evaluación similar ampliada para incluir las capturas del Área 4 (incorporando así la pesquería del Sur de Islandia). La plausibilidad de estas ampliaciones depende del supuesto de que el grueso del atún rojo capturado en el Área añadida pertenezca al stock occidental. Al igual que en 2002, la reunión consideró que la ampliación mediante la cual se incluiría el Área 4 era menos plausible que la que incluye el Área 3.

6.3 Métodos - Análisis de las reglamentaciones

Se presentaron tres documentos sobre métodos que pueden utilizarse para proporcionar respuestas a las preguntas de la Comisión sobre los efectos probables de reglamentaciones alternativas sobre talla mínima y vedas espaciotemporales.

El documento SCRS/2006/074 presentaba un enfoque de análisis de rendimiento por recluta (YPR) para evaluar los posibles efectos de reglamentaciones alternativas sobre talla mínima y vedas espaciotemporales. Los análisis utilizaron los parámetros de mortalidad natural, madurez y crecimiento adoptados actualmente por el SCRS y la información sobre captura por edad específica de los artes relativa a la captura por edad total. El Grupo de trabajo decidió aplicar este enfoque para examinar algunas cuestiones para el stock del Atlántico oriental (véase la sección 8.3). El perfil de selectividad global básica con el que se compararon varias reglamentaciones fue la F media de 2003-2004, estimada mediante un VPA (véase Sección 7.1). Este vector de mortalidad por pesca se modificó con arreglo a algunas combinaciones de reglamentaciones de talla mínima y vedas espaciotemporales.

En el documento SCRS/2006/91 se estimaban los efectos de primer orden en el rendimiento y la supervivencia que pueden incrementarse con varias restricciones de talla. Los resultados deben considerarse como lo que podría lograrse con una implementación perfecta y sin transferencia del esfuerzo. Dichos resultados sugieren que límites de talla entre 30 y 50 kg se traducirían sólo en modestos incrementos a largo plazo en el rendimiento y la biomasa 5+ del Atlántico occidental, y éstos se ven notablemente mitigados por la tolerancia. Por ejemplo, los beneficios de conservación para el Oeste de un límite de talla de 30 kg con una tolerancia cero equivaldrían aproximadamente a un límite de talla de 50 kg con una tolerancia del 15%. En la medida en que la mayoría de la captura occidental se sitúa por encima de límites de talla hipotéticos considerados aquí, el permitir que el 30% o más de la captura se sitúe por encima de estos límites de talla equivale a no tener límite de talla alguno. Por otro lado, incluso un límite de talla de 30 kg con una tolerancia del 50% daría lugar a notables incrementos a largo plazo tanto en términos de supervivencia como de rendimiento para el atún rojo oriental.

En el documento SCRS/2006/92 se analizaban tres nuevas vedas espaciotemporales potenciales para reducir los descartes y la captura fortuita de atún rojo y otras especies realizadas por la flota palangrera pelágica estadounidense del Atlántico en el Golfo de México. Aunque se observaba un descenso en las capturas, captura fortuita o descartes previstos para la especie considerada, ninguna veda reducía la captura fortuita o los descartes de todas las especies consideradas y se previó que se incrementarían la captura fortuita y los descartes de algunas especies. En algunos casos, las vedas de zona se traducían en un incremento de los descartes de atún rojo, sobre todo cuando se consideraba la redistribución del esfuerzo.

6.4 Otros métodos

Se presentaron al Grupo y se discutieron otros métodos para futuras evaluaciones y valoraciones. En particular el documento SCRS/2006/085 presentaba los progresos realizados en el desarrollo de modelo(s) operativo(s) y procedimientos de ordenación en respuesta a las recomendaciones del Grupo de trabajo para desarrollar estrategias de ordenación integradas y coordinadas para el atún rojo del Atlántico de la Comisión (Fukuoka, Japón, 20-23 de abril de 2005) (ICCAT 2006) y al plan de investigación del SCRS (Informe de la reunión de ICCAT de planificación de la investigación para el atún rojo, Madrid, España, 27 al 30 de junio de 2005, Anon. 2006). El documento señala algunas especificaciones iniciales para el proceso de modelación, lo que incluye límites espaciales, agrupaciones por tallas, modelos de estimación (véase el documento SCRS/2006/86, que se debate a continuación), normas de control potenciales y criterios de actuación.

El Grupo expuso varias sugerencias: 1) quizá podría incluirse una mayor estructura espacial en el Mediterráneo; 2) es poco probable que las normas de control basadas en la CPUE sean efectivas a menos que se tengan en cuenta los cambios en los artes y especies objetivo. El Grupo sugirió que la cooperación en estas actividades podría fomentarse aunando esfuerzos en el Grupo de trabajo sobre métodos del SCRS,

En el documento SCRS/2006/86 se sugería un modelo de estimación para las actividades del modelo operativo. Se modelaron los movimientos de los ejemplares individuales entre regiones como un proceso estocástico finito y continuo en el tiempo. Las probabilidades estimadas y las tasas de migración pueden informar a los modelos de evaluación de stock sobre las proporciones relativas de población en cada región en un momento dado. Los resultados indican que el sesgo y la precisión de las estimaciones de máximos verosímiles son función de las tasas de mortalidad y migración, número de marcas colocadas, regiones en las que se colocaron las marcas y duración del estudio.

En el documento SCRS/2006/87 se presentaba una evaluación de stock alternativa del atún rojo del Atlántico occidental realizada con un modelo de producción excedente espacio-estado bayesiano. En dicho documento la versión estado-espacio del modelo de producción excedente logístico en no equilibrio se ajustó a los índices stock-tendencia para stock de atún rojo del Atlántico occidental a partir de 1989. Las estimaciones de reducción del stock coincidieron con las obtenidas en la evaluación de stock de 2002, sin embargo, las proyecciones eran notablemente más pesimistas.

El Grupo comentó que este modelo era similar a otros modelos de evaluación en el sentido de que las estimaciones de productividad son relativamente inciertas debido a la ausencia de contrastes en los datos desde los setenta. Las versiones en las que podrían incorporarse adecuadamente los datos de los sesenta serían interesantes.

En el documento SCRS/2006/108 se sugiere un enfoque alternativo, que vinculaba el supuesto de que la CPUE es proporcional a la densidad de peces con una capturabilidad constante para la pesca con palangre japonesa. Esta pesquería de palangre japonesa se extiende ampliamente por todo el Atlántico norte y Mediterráneo y, por consiguiente, facilita una base para comprobar la coherencia de las evaluaciones de atún rojo para las diferentes regiones dentro de la zona global. Un ejemplo ilustrativo inicial, en el que se utiliza la CPUE nominal de un periodo reciente de cinco años con integración en la zona basándose en cuadrículas de $5^{\circ} \times 5^{\circ}$, sugería que la ratio de las abundancias relativas de atún rojo en el Atlántico este y Mediterráneo con respecto al Atlántico era de aproximadamente 3:1.

En el debate se plantearon varias reservas con respecto al enfoque, entre ellas la representatividad de la pesca de palangre japonesa limitada en el Mediterráneo para la región y si la capturabilidad sería constante en términos de espacio, dada la asociación de los peces, y, por ende, de la pesca, con los factores oceanográficos. Se acordó que sería necesario realizar nuevos análisis en una escala espaciotemporal más fina, y desglosados por clases de talla o grupos de edad para poder llegar a conclusiones definitivas a partir de este tipo de enfoque.

7. Resultados del estado del stock

7.1 Estado del stock - Este

Los ensayos de ADAPT VPA se realizaron tal y como se explicó en la sección 6.1.

Diagnósticos

En la **Figura 24** se ilustran los ajustes del Ensayo 3 a los índices disponibles. Se observaron las tendencias de los residuos en todos los casos, especialmente para los índices de palangre y almadraba. Los esquemas residuales para el Ensayo 1 y el Ensayo 2, que no se muestran aquí, fueron similares.

En la **Figura 25** se resumen las estimaciones de SSB y F resultantes del análisis de esquema retrospectivo aplicado al Ensayo 3. Se indican algunos sesgos en las estimaciones para F_{8+} . Aunque no se realizaron análisis de este tipo para el Ensayo 1 y el Ensayo 2, cabe esperar que produzcan un esquema similar, tal y como sucedió durante la última evaluación.

En resumen, los ajustes del VPA a los datos disponibles para el atún rojo del Atlántico oriental siguen siendo mediocres, tal y como sucedió durante las anteriores evaluaciones. Parece ser que, entre otros factores (por ejemplo, supuestos del modelo), los resultados pueden verse más afectados por el retro-cálculo del VPA que por el ajuste a los índices. Esto se ve parcialmente respaldado por la **Figura 27** que muestra que la tendencia estimada en el reclutamiento está estrechamente relacionada con la magnitud total de los valores de entrada de las capturas.

Resumen de los resultados del VPA

Los resultados de los tres ensayos se resumen en la **Figura 27**, en términos de mortalidad por pesca estimada, reclutamiento y SSB. El Grupo de trabajo constató que todos los ensayos se basaban en los niveles de captura comunicados y que no se había investigado la sensibilidad de los resultados a la infracomunicación. Estos resultados sugieren que se ha producido un rápido incremento en la mortalidad por pesca desde 2000, sobre todo para ejemplares grandes (edades 8+) y un rápido descenso en la biomasa reproductora del stock. Sin embargo, el Grupo de trabajo indicó que el esquema retrospectivo de la **Figura 25** sugiere que el ritmo al que se están produciendo estos cambios puede haber sido objeto de una sobreestimación mediante sesgos en los ajustes del modelo. No se intentó ajustar estas estimaciones.

En la **Figura 28** se muestra el esquema de mortalidad por pesca media (media geométrica) para 2003-2004, estimado con tres ensayos del modelo. Sin una base estadística para escoger entre las tres series para su utilización como valores de entrada para otros análisis, el Grupo de trabajo prefirió el esquema del Ensayo 3 ($F_a = 0.174, 0.366, 0.391, 0.159, 0.154, 0.156, 0.275, 0.296, 0.410, 0.410$) porque se acerca más al conocimiento

percibido de la selectividad combinada de los diferentes artes que dirigen actualmente su actividad al atún rojo del Atlántico oriental. En la **Figura 29** se muestran las tendencias en la selectividad por edad obtenidas a partir del Ensayo 3. Es obvio que a partir de aproximadamente 1994, se ha producido un cambio hacia la selección de ejemplares más grandes. Esto se resume en la **Figura 30**, que muestra las tendencias medias de selectividad para las edades 2-4 y 8+. Este resultado coincide con un cambio en las actividades de la pesca de cerco que seleccionan atunes rojos más grandes destinados a operaciones de cría.

El resultado del Ensayo 3 se muestra en la **Tabla 11**.

Análisis de clases anuales

Los resultados de los análisis de clases anuales en los datos de CPUE del palangre japonés se ilustran en la **Figura 31**. Las estimaciones de mortalidad total se presentan en la **Tabla 12**, junto con las estimaciones correspondientes a los datos de la pesquería de almadraba española que se analizaron en el documento SCRS/2006/072. A efectos de comparación con los resultados mostrados antes, se utilizó la mortalidad total para las edades 10+ del Ensayo 3 del VPA; estos valores de Z corresponden al promedio de un periodo de cinco años desde el momento en que la cohorte entró en el grupo de edad 10+ (por ejemplo, para la cohorte de 1990, la entrada de VPA es la media Z_{10+} para 2000-2004).

Dado que las estimaciones de la clase anual Z de la **Tabla 12** se calculan por cohortes, éstas no pueden compararse directamente con series temporales. Sin embargo, sí que proporcionan estimaciones de la mortalidad total media que experimentaron las cohortes sucesivas. Los conjuntos de datos de la almadraba española muestran una marcada tendencia creciente de la mortalidad en el tiempo, mientras que la tendencia del palangre japonés es más débil. Las estimaciones de Z obtenidas mediante el VPA también apuntan a un incremento en el tiempo.

Conclusiones sobre el estado del stock

Los resultados de la evaluación de 2006 indican que la biomasa reproductora del stock (SSB) sigue descendiendo, mientras que la mortalidad por pesca se incrementa rápidamente, sobre todo para el atún rojo grande.

El descenso en la SSB resulta evidente en los resultados del modelo estructurado por edad (VPA), basado en las capturas comunicadas y la información sobre CPUE; dicho modelo estima que la SSB reciente (2000-2004) se sitúa en el 48% del nivel estimado al comienzo de la serie temporal (1970-1974). El descenso en la SSB parece ser más pronunciado durante los cuatro o cinco últimos años (**Figura 27**). Aunque las estimaciones del modelo para los años recientes deben considerarse con precaución debido a la imprecisión, el descenso de la SSB resulta también evidente cuando se consideran los indicadores de las pesquerías, como el descenso de las tasas de captura en las almadrabas fondeadas españolas y marroquíes situadas en el Atlántico oriental que capturan atunes rojos grandes (generalmente edades 10 y superiores), cuando éstos entran en el Mediterráneo para desovar. Las capturas de atún rojo gigante realizadas por algunas pesquerías de recreo también han experimentado un drástico descenso.

El incremento en la mortalidad estimada mediante el modelo estructurado por edad para los atunes rojos grandes coincide con un cambio en el direccionamiento hacia ejemplares más grandes destinados a la cría. Los análisis independientes de las clases anuales que no se basan totalmente en los datos de la pesquería (es decir, muestras de talla) realizados para los datos de las almadrabas españolas (que capturan sobre todo ejemplares grandes) también apuntan a un incremento de la mortalidad total de los grandes reproductores.

Este enfoque sólo tiene en cuenta la información limitada disponible hasta 2004, inclusive. Lo que haya sucedido desde 2004 podría haber acelerado los esquemas recientes descritos.

7.2 Estado del stock - Oeste

Se realizaron tres análisis ADAPT VPA utilizando el programa VPA-2Box. El primero se denominó ensayo de continuidad y en él se repitieron los análisis ADAPT de 2002, con la salvedad de que los índices y capturas incluían datos hasta 2004 en vez de datos hasta 2001, como se hizo en la evaluación de 2002. En los índices para el ensayo de continuidad se aplicaron los mismos tratamientos para la estandarización que en la evaluación de 2002. El segundo ensayo fue la evaluación del caso base, en el que se añadieron los datos hasta 2004 y se incorporaron nuevos tratamientos de estandarización a varios de los índices (véase la sección 5). Se llevó a cabo

un tercer VPA en el que se asumió que el límite del stock occidental se ampliaba desplazándolo hacia el este para incluir el Atlántico central (Área 3), dicho ensayo se denominó ensayo de límite ampliado. Éste se realizó mediante la incorporación de las capturas de palangre japonesas del Atlántico central en la evaluación del stock occidental y mediante la incorporación del índice de CPUE del palangre japonés del Área 3. Las tres evaluaciones utilizaron las mismas especificaciones de parámetros para las edades del año terminal objeto de estimación, vínculos entre edades en el año terminal, las ratios de F , y una ponderación igual para el mismo conjunto de índices (con la excepción de la inclusión del índice del palangre japonés del Área 3 para el ensayo de límite ampliado). Estas especificaciones fueron exactamente las mismas que las utilizadas en la evaluación de 2002.

VPA- Ensayo de continuidad

Los resultados del ensayo de continuidad se presentan en la **Tabla 13**. En la **Figura 32** se comparan estos resultados con los de la evaluación de 2002 en términos de reclutamiento, tasa de mortalidad por pesca y tendencias de la biomasa reproductora. El ensayo de continuidad indica la existencia de una SSB más elevada en años recientes y una menor variabilidad en el reclutamiento a finales de los noventa que la indicada en el caso de 2002. Ambos rasgos eran previsibles dado el historial de capturas y los índices desde 2002.

VPA- Ensayo de caso base

En la **Tabla 14** y en la **Figura 33** se presentan los resultados del ensayo del caso base. En la **Figura 33** se comparan estos resultados con los del caso base de la evaluación de 2002 y el ensayo de continuidad en cuanto al reclutamiento, tasa de mortalidad por pesca y tendencias de la biomasa del stock reproductor.

VPA- Ensayo de límite ampliado

Los resultados del ensayo de límite ampliado se presentan en la **Tabla 15**. En la **Figura 34** se comparan los resultados con los de evaluación de 2002 en cuanto a reclutamiento, tasa de mortalidad por pesca y tendencias de la biomasa reproductora.

VPA- Análisis retrospectivo

Se completó un análisis retrospectivo para el VPA de base. Se eliminaron secuencialmente del escenario del caso base los valores de entrada de captura y los índices de abundancia más recientes, y se volvió a ejecutar el modelo. Las estimaciones de reclutamiento eran más sensibles a la extracción retrospectiva de datos que en el caso del VPA de base de 2002, pero todavía no exhibían un esquema coherente. Al compararlos con el escenario de base (que incluye datos de captura e índices hasta 2004), los reclutas estimados en los años 1995-1996 experimentaron un descenso del 50% cuando se eliminaban del modelo los datos de los tres últimos años (datos hasta 2003, 2002, 2001) (**Figura 35**, reclutas). Como se demostró para la evaluación de 2002, las estimaciones de la SSB son sensibles a la extracción retrospectiva de datos y no muestran convergencias al remontarse en el tiempo, la serie temporal más larga proporciona las estimaciones de biomasa más elevadas. Del mismo modo, las series más largas proporcionan estimaciones inferiores de la mortalidad por pesca en la clases de edad más seleccionadas (**Figura 35**).

Otros resultados - análisis de cohortes iterativos

Cuando se conoce la captura por edad con un nivel de seguridad razonable, la propiedad de convergencia del análisis de población secuencial retroactivo proporciona una herramienta poderosa para reconstruir pasadas estimaciones del stock y de la mortalidad por pesca por edad. En los casos en los que la mortalidad por pesca es lo suficientemente elevada, se puede esperar que las estimaciones de F converjan rápidamente hacia un valor estable. Se han utilizado ecuaciones de análisis de cohorte estándar para estimar iterativamente la mortalidad por pesca en 2004 como los promedios de la F específica de la edad en 2002-2003, utilizando la captura por edad del atún rojo del Atlántico occidental desde 1970 hasta 2004, para las edades 1 a 15+. La F en el grupo 15+ y en la edad 14 se consideró como el promedio de F en las edades 10 a 13 en el mismo año. Al igual que en la evaluación, se partió del supuesto de que M era 0,14 para todas las edades y todos los años.

Para probar la convergencia, se inició el proceso asumiendo valores de F para 2004 (Finit) de 0,05; 0,10 y 0,40 para todas las edades. En la **Figura 36** se muestra que los vectores de F no pueden distinguirse entre sí.

Al aplicar este enfoque al atún rojo del Atlántico occidental se obtuvieron resultados que parecen poco probables para los años recientes (cuadros en la **Figura 37**) – se incrementaron drásticamente las mortalidades por pesca en los años recientes en todas las edades mientras que podría considerarse que el esfuerzo pesquero ha sido relativamente constante. Esto podía ser un indicio de que faltan capturas, a saber, la captura por edad de determinadas cohortes está descendiendo rápidamente y los modelos de análisis de cohortes atribuyen el descenso en las capturas a mortalidades por pesca elevadas.

Otra posible explicación sería que las capturas faltan de hecho en la captura por edad del atún rojo occidental. Con el objeto de comprobar esto, se repitió el análisis incluyendo las capturas de palangre japonesas en las áreas 3 y 4. Los resultados coinciden más de lo que se esperaba con las previsiones (diamantes en la **Figura 37**). Esto podría interpretarse como una evidencia indirecta de que las pesquerías de palangre japonesas en las Áreas 3 y 4 y en las Áreas 1 y 2 (la captura por edad del atún rojo del Atlántico occidental) explotan un grupo de peces común.

En la **Figura 38** se ilustra la coincidencia entre las tendencias temporales en la F por edad de los análisis de cohortes iterativos, que incluyen las capturas palangreras japonesas en las Áreas 3 y 4 (diamantes), y las de la evaluación calibrada del Grupo (cuadrados) cuando se incluyen en el análisis las capturas de palangre japonesas del Área 3.

8. Proyecciones

8.1 Proyecciones Este

Durante la última década se ha producido un cambio global en el direccionamiento, dirigiéndose la actividad hacia el atún rojo grande (**Figura 30**). Dado que la mayoría de estos ejemplares se destinan a las operaciones de cría, resulta cada vez más difícil determinar con precisión su composición por talla y edad, lo que, a su vez, afecta a la calidad de los análisis. Además, y también en detrimento de la evaluación, es probable que los TAC induzcan a una infradeclaración de las capturas globales, y las reglamentaciones sobre talla mínima podrían estar afectando a la información sobre captura de atún rojo pequeño. Estos factores, junto con la falta de información histórica fidedigna para muchas flotas, hacen que no se pueda realizar un seguimiento del stock con un cierto nivel de seguridad y, por consiguiente, un importante nivel de sobrepesca podría pasar fácilmente inadvertido. La posibilidad de una importante sobrepesca en un futuro cercano es un hecho real, dada la capacidad de pesca estimada de todas las flotas combinadas (**Tabla 4**.)

Cabe señalar que si el perfil de selectividad ha cambiado hacia peces más grandes, se produciría una mejora en los niveles de rendimiento por recluta. Por ejemplo, el rendimiento por recluta obtenido con el patrón de mortalidad por pesca de 2003-2004 (**Tabla 19**) se situaría un 25% por encima del valor calculado en la evaluación de 2000 con el patrón de selectividad de 2000. En la práctica, dichos cambios en el rendimiento por recluta tardarían muchos años en producir cambios en el rendimiento en equilibrio real, debido a la longevidad de la especie; su realización dependería también de la constancia del reclutamiento y de la estabilidad en la selectividad de todas las flotas combinadas.

8.2 Proyecciones - Oeste

El Grupo acordó que sería útil proporcionar una perspectiva a corto plazo de los cambios en el tamaño del stock reproductor y en el rendimiento bajo supuestos de diversas opciones de ordenación. Debería ponerse un énfasis especial en determinar las tendencias en estos factores en el tiempo, hasta que se encargue una nueva evaluación. Por tanto, el Grupo convino en que lo más adecuado sería realizar proyecciones de cinco años. También se acordó que era probable que los futuros niveles de reclutamiento fuesen similares a los niveles observados en el pasado reciente. Además, será necesario que transcurran más de cinco años para que los cambios en las reglamentaciones produzcan cambios apreciables en la biomasa reproductora. En consecuencia, se asumió que el reclutamiento futuro fluctuará en los niveles estimados por el VPA entre 1976 y 2001 (véase la Sección 7.2), en vez de considerarlo como una función de la biomasa reproductora. Se examinaron los resultados para obtener tendencias de cinco años y comparar éstas con los niveles de referencia.

Especificaciones

Las proyecciones para el stock occidental se basaron en réplicas de bootstrap de matrices de la mortalidad por pesca por clases de edad y de matrices de abundancia por clases de edad (sin corrección de sesgo) para la

evaluación del caso base correspondiente. El Grupo convino en centrarse en proyecciones a corto plazo (cinco años). Las especificaciones técnicas para las proyecciones siguen en su totalidad las establecidas en el Informe de la sesión de evaluación de 2002 de atún rojo del Atlántico (Anon. 2003a) con la salvedad que se indica a continuación.

Se asumió que el reclutamiento seguía el esquema estimado para los años del periodo 1976 a 2001. Al igual que en evaluaciones previas, se consideró que las estimaciones de reclutamiento de los tres últimos años eran menos fiables, y se decidió excluirlas. Las evaluaciones anteriores consideraban relaciones stock reproductor-reclutamiento de Beverton-Holt y con curvas estriadas (two-line) para las proyecciones a largo plazo; sin embargo, el Grupo creyó que sería más apropiado basar las proyecciones a corto plazo en las propias estimaciones de reclutamiento en vez de en una relación funcional estimada a partir de ellas. Se simuló la variabilidad en el reclutamiento mediante un remuestreo aleatorio de las estimaciones de reclutamiento de 1976 a 2001. Los valores de reclutamiento del VPA de 2002-2004 se sustituyeron por el promedio de 1976-2001. Por consiguiente se volvió a estimar la mortalidad por pesca por clase de edad y la abundancia por clase de edad para las edades 1-3 a comienzos de 2004 mediante la proyección de estos reclutamientos generados con las capturas por edad conocidas.

Se calculó el reclutamiento parcial (que combina los efectos de la selectividad del arte y la disponibilidad de ejemplares por edad) mediante los valores medios geométricos (reescalados) normalizados de la mortalidad por pesca por clase de edad para los años 2001-2003.

Se asumió que la captura de 2005 para las proyecciones del caso base era igual a las estimaciones preliminares de 1.766 t. Se asumió que la captura de 2006 era igual a la cuota actual, a saber, 2.700 t. Para los años posteriores a 2006, se continuaron las proyecciones utilizando varios niveles de captura constante en la medida en que dichas capturas constantes eran coherentes con la abundancia de población. Para ello, se construyó la F total para que no superase 2.0 yr^{-1} . Además, se realizaron proyecciones asumiendo tasas de mortalidad por pesca constantes en $F_{0.1}$, F_{RMS} (considerada como F_{max} en este caso) y F actual.

Resultados

En la **Figura 39** se muestran los efectos de las proyecciones de cinco años hasta el año 2009 incluido en la SSB y en la F_{8+} en proyecciones de captura constante de 0, 500, 1.000, 1.500, 2.300, 2.500, 2.700 y 3.000 t. Además, se realizó una proyección utilizando la F actual (captura de 2005 tal y como se especificó, 2006-2009 con niveles de F actuales), dicha proyección también se incluye en la **Figura 39**. Los niveles de referencia asociados se incluyen en la **Tabla 16**.

La perspectiva a corto plazo de estos análisis no sugiere cambios importantes en la abundancia con niveles de captura cercanos a la cuota actual. Sin embargo, debería reconocerse que es poco probable que cualquier cambio a corto plazo se manifieste claramente en este marco temporal.

Peso por clase de edad alternativo

En la reunión se presentaron datos de talla (FL) y peso (kg, peso en vivo) de ejemplares individuales capturados en la pesquería canadiense de San Lorenzo en 2005 que no coincidían con la relación talla-peso utilizada en el SCRS para las proyecciones (**Figura 40**), siendo generalmente los pesos observados inferiores a los predichos. Estas observaciones coincidían con los informes de otras pesquerías de atún rojo del Atlántico oeste, que incluye el Golfo de Maine y las pesquerías de Carolina del Norte.

Si persiste esta tendencia hacia pesos por clase de edad inferiores y se produce en toda la población, esto podría dar lugar a mortalidades por pesca superiores a las esperadas con el fin de obtener capturas en biomasa determinadas. Tras examinar los resultados de una proyección de cinco años adicional que incluía una relación talla-peso diferente, el Grupo de trabajo concluyó que era poco probable que la discrepancia observada en el año 2005 se tradujera en una diferencia importante ($>10\%$) en parámetros de población como la SSB .

Efecto de las vedas

El “Grupo de trabajo para desarrollar estrategias de ordenación integradas y coordinadas para el atún rojo del Atlántico” de la Comisión solicitó asesoramiento sobre: a) el impacto de la veda en la pesquería en el oeste (Áreas 1 y 2) para la primera mitad del año, b) la eliminación de la línea divisoria existente en el Atlántico medio y c) estas medidas combinadas.

Esta petición se planteó en un primer momento en el contexto del impacto en la población de atún rojo de las Áreas 1 y 2, como un stock aislado, y se consideró de dos formas distintas.

La primera consideraba el impacto que tendría el que ninguna nación pescase en este periodo, partiendo del supuesto de que no cambiasen en el balance del año ni el esquema ni la magnitud de la pesca. Durante el periodo de diez años más reciente para el que se dispone de datos (1995 a 2004), la proporción de la captura en peso durante la primera mitad del año ha variado entre un 5 y un 32% con un promedio de un 17%. Esta reducción media en el TAC actual (de 2.700 t) equivaldría a una captura anual de aproximadamente 2.240 t. En la **Figura 41** se comparan las proyecciones determinísticas de la biomasa reproductora con una captura de este tipo (durante la segunda mitad de cada año) con las de 2.700 t capturadas en cada año completo, como en la actualidad. Durante los próximos cinco años este cambio se traduciría en un incremento de aproximadamente un 9% en la biomasa del stock reproductor.

Este resultado debe considerarse teniendo en cuenta que es probable que el nivel de pesca se incremente en cierta medida en la segunda mitad del año si se pusiese fin a la pesca en la primera mitad, de tal modo que el incremento en la biomasa reproductora sería, en la práctica, inferior al indicado antes. Además, este cálculo asume que las selectividades por edad de los diferentes componentes de la pesquería en el Oeste son las mismas durante todo el año. Cualquier diferencia cambiaría en cierta medida los resultados expuestos antes, pero no es posible realizar los cálculos dado que las evaluaciones actuales para el Oeste no permiten cambios en los esquemas de selectividad en el transcurso del año.

La segunda forma en que se consideró la solicitud se basó en la interpretación de que el objetivo principal de la veda sugerida era reducir el impacto de la pesca en ejemplares grandes, con el fin de mejorar el nivel de la biomasa reproductora. En primer lugar, esta cuestión se abordó computando los efectos máximos que se podrían obtener mediante tal estrategia con una eliminación completa de la mortalidad por pesca de los ejemplares más mayores. Esto se investigó para dos enfoques alternativos: a) mantenimiento del TAC anual (en la medida de lo posible) en 2.700 t, mediante el incremento de la mortalidad por pesca de ejemplares más jóvenes; y b) mantenimiento de la mortalidad por pesca de estos ejemplares más jóvenes en el promedio de 2001-2003, con el consiguiente descenso inmediato en la captura. Se realizaron los cálculos para la eliminación de la mortalidad por pesca tanto en ejemplares de 10+ como de 8+.

En las **Figuras 42 a 45** se comparan, respectivamente, las proyecciones para la biomasa reproductora, la biomasa inmadura, el rendimiento anual y la mortalidad por pesca (en atún rojo de 7 años) para el caso base y para estos cuatro escenarios de eliminación de la mortalidad por pesca de ejemplares mayores. Para el enfoque a) de mantenimiento del TAC actual, la estrategia de protección de ejemplares mayores consigue un incremento de aproximadamente el 26% en la biomasa del stock reproductor durante los próximos cinco años, en el caso de que se protejan los ejemplares de 8+. Sin embargo, esto se realiza a costa de una apreciable reducción de la biomasa de atún rojo inmaduro (77%) durante este periodo, que requiere un notable (y probablemente inviable) incremento en la mortalidad por pesca, hasta tal punto que pronto resultaría imposible mantener una captura anual de 2.700 t.

Está claro que esta reducción significativa en la biomasa inmadura, acompañada por un inevitable incremento en la mortalidad por pesca de ejemplares más pequeños (edad 7 e inferiores) para seguir intentando capturar el TAC actual se retroalimentaría hasta afectar negativamente a la biomasa reproductora. Al considerar los cambios en el RMS (con los niveles de reclutamiento actuales) y en la biomasa del stock que permite producir dicho RMS, se pueden obtener indicios de las consecuencias a largo plazo. En la siguiente tabla se muestran estos valores y los correspondientes valores por recluta, aunque cabe señalar que se basan en el supuesto de que el reclutamiento se mantiene en el nivel medio del periodo 1976-2001.

	<i>Selectividad actual</i>	<i>Nº F en 10+</i>	<i>Nº F en 8+</i>
RMS (Ractual) (t)	3.200	2.000	1.500
SSB en RMS (t)	16.100	9.200	8.900
Y/R en RMS (kg)	42,3	26,8	19,9
S/R en RMS (kg)	213	121	117

En esta tabla queda claro que el cambio en el perfil de selectividad por pesca para evitar peces más grandes no ofrece beneficios a largo plazo en cuanto a rendimiento por recluta o biomasa del stock reproductor por recluta.

Sin embargo, si esta eliminación de la mortalidad por pesca de ejemplares mayores se consigue mediante el enfoque b) de mantenimiento del nivel actual de mortalidad por pesca de ejemplares más jóvenes, se podría conseguir un incremento mayor de la biomasa del stock reproductor tanto a largo como a corto plazo (por ejemplo, 36% en los próximos cinco años para la protección de atún rojo de 8+; véase la **Figura 42**), aunque esto se realizaría a costa de capturas inferiores, que descenderían por debajo de 1.000 t para los próximos cinco años y en los años subsiguientes si se protege al atún rojo de 8+ (véase **Figura 44**).

Las vedas en el oeste encaminadas sobre todo a la reducción de la mortalidad de los ejemplares más grandes tendrían un impacto inferior que los extremos comunicados en párrafos anteriores. Estos extremos reflejan un pequeño incremento en la biomasa del stock reproductor a corto plazo si se mantiene el TAC actual. Este incremento es mayor si se mantiene la mortalidad por pesca actual de ejemplares más pequeños, pero las capturas descienden notablemente. Ambos enfoques se traducirían a largo plazo en una utilización del recurso considerablemente inferior al máximo posible en términos de rendimiento por recluta.

Es difícil abordar los efectos del componente de estas peticiones relacionado con la eliminación de la línea divisoria actual existente en el Atlántico medio, debido a que no se tiene información suficiente sobre cómo cambiaría la distribución de la pesca en respuesta a dicha modificación en la reglamentación ni sobre la medida en que se mezclan ejemplares procedentes del Este y del Oeste. Esta última deficiencia se deriva de incertidumbres en las evaluaciones del VPA, sobre todo para la zona Este más Mediterráneo. Sin embargo, dado que la captura en el Atlántico occidental es relativamente pequeña si se compara con la captura del Atlántico este más Mediterráneo, el impacto potencial de la eliminación de la línea sería relativamente pequeño en el Este. Por otro lado, si se desplaza una gran cantidad de esfuerzo y captura del Atlántico este al Atlántico central y hacia la costa de América del norte, el impacto negativo en la abundancia de peces en el Atlántico occidental, lo que incluye los reproductores del Atlántico occidental, podría ser considerable.

8.3 Evaluación de alternativas de ordenación -Este¹

8.3.1 Consideraciones sobre la resolución de los datos

Para poder contar con una base más adecuada para la evaluación de los posibles efectos de las diferentes medidas de ordenación en el estado del recurso y en la pesquería, se utilizaron datos de captura por talla con una alta resolución espacial y temporal (procedentes de diversas sustituciones, véase 8.3.2 abajo) de flotas representativas en el Atlántico Este y Mediterráneo, con el fin de estimar la distribución temporal de las capturas recientes (2000-2004) de ejemplares juveniles (<130 cm FL) y de atunes rojos con talla de reproductores (>130 cm FL) en el Atlántico este y Mediterráneo. En la **Tabla 17** se muestra la distribución mensual de las capturas estimadas por categoría de talla y por zona.

Estos datos indican que las capturas de juveniles en el Mediterráneo representan aproximadamente el 46% del total reciente para el Atlántico este y Mediterráneo, y aproximadamente el 60% del total de ejemplares con talla de reproductor. Por el contrario, las capturas en el Atlántico oriental responden del 54% de la captura total reciente de juveniles y del 40% de la captura de ejemplares con talla de reproductor.

En el Mediterráneo, casi el 60% de la captura total de ejemplares con talla de reproductor se produce durante los meses de mayo a julio, mientras que en el Atlántico oriental aproximadamente el 36% de la captura total de ejemplares con talla de reproductor se produce sobre todo durante los meses de agosto-diciembre. En el Mediterráneo, las capturas de juveniles durante mayo o julio responden del 18% de la captura total de juveniles; mientras que en el Atlántico este, las capturas de juveniles durante los meses de agosto a diciembre suponen aproximadamente el 30% de la captura total de juveniles. Sin embargo, cabe señalar que es probable que la fuerte infradeclaración potencial en el Mediterráneo (véase la Sección 4) subestime los porcentajes de captura tanto de juveniles como de reproductores que se producen en el Mediterráneo. Asumiendo que la captura en el Mediterráneo asciende a aproximadamente 43.417 t, más del 70% de la captura total de ejemplares con talla de reproductor se produciría entre mayo y julio en el Mediterráneo, en vez del 60%.

Basándose en los esquemas de la **Figura 46**, resulta patente que con vedas espaciotemporales de diferente duración y en diferentes zonas se producirían beneficios potenciales para el stock asociados con la reducción de las capturas tanto de juveniles como de ejemplares con talla de reproductor. En cuanto al nivel cada vez más elevado de pesca durante la temporada de desove en el mar Mediterráneo, el Grupo prestó más atención a las opciones de vedas espaciotemporales para proteger a los reproductores. En general, el Grupo opina que el

¹Los análisis se actualizaron durante la reunión del Grupo de especies basándose en la captura por edad mejorada. Los resultados se presentan en un ANEXO adjunto al informe.

potencial para el impacto positivo en el stock se incrementaría con zonas más amplias y periodos más largos de veda, debido al carácter altamente migratorio del stock y a la movilidad de la flota, ya que ambos factores son susceptibles de menoscabar las potenciales ganancias obtenidas mediante vedas en zonas pequeñas y en cortos periodos de tiempo.

Se evaluó el potencial para un beneficio a largo plazo para el stock y las pesquerías considerando un conjunto seleccionado de vedas espaciotemporales identificadas por el Grupo, basándose en la información de la **Figura 46** y también combinando estas vedas con otras opciones de ordenación. A continuación se debaten los resultados de este ejercicio.

8.3.2 Evaluaciones de vedas de zona y/o tiempo y de talla mínima

Para poder evaluar las diferentes vedas de espacio/zona es necesario crear un conjunto de datos de captura por edad, por tipo de arte, mes y zona. Esto requiere muchas más sustituciones que la creación de la típica matriz de captura por edad (que incluye todo el stock y se agrega por año), ya que los datos de captura y de la Tarea II no se comunican a ICCAT con el nivel de detalle requerido (véanse la **Tabla 18** y la **Figura 47**). Por ello, los análisis presentados aquí deberían considerarse preliminares, ya que los datos tienen que verificarse antes de que los análisis se reconsideren en la reunión del Grupo de especies de septiembre de 2006.

Se llevaron a cabo cuatro tipos de análisis: (a) el efecto de diferentes periodo de tiempo utilizado como base para definir el vector de mortalidad por pesca; (b) la evaluación de vedas y tallas mínimas alternativas utilizando el vector estimado de mortalidad por pesca para 2003-2004 como nivel de referencia; (c) el efecto del nivel de tolerancia y/o error de implementación de las reglamentaciones sobre talla mínima; (d) el efecto del error de implementación y/o redistribución del esfuerzo pesquero en las vedas de tiempo/zona.

a) Ensayos de sensibilidad para los diferentes periodos de referencia y vectores de mortalidad por pesca

Se consideraron diferentes opciones para los análisis del rendimiento por recluta. En primer lugar, se consideró el periodo de referencia 1990-1994, y se utilizó la mortalidad por pesca estimada mediante el VPA para dicho periodo durante la evaluación de 2002 (véase SCRS/2006/074). Por otra parte, se utilizó el nuevo vector de mortalidad por pesca estimado para el periodo más reciente de 2003-2004 (véase Sección 7.1). Se obtuvo un tercer vector de mortalidad por pesca basándose en los supuestos de infradeclaración de los diferentes artes, de tal modo que la captura total ascendió a 43.000 t en el Mediterráneo (es decir, la estimación de capacidad media realizada por el Grupo) y aproximadamente a 50.000 t para el stock como un todo. En la **Figura 48** se ilustran los tres vectores de mortalidad por pesca utilizados. En todos los casos, se utilizó la nueva captura por edad, considerada por arte, zona y mes (siguiendo las nuevas normas de sustitución adoptadas en Anon. 2005) para computar las ratios de captura por arte en los diferentes escenarios. Los principales artes considerados fueron cerco mediterráneo (PSmed), palangre mediterráneo (LLmed), otros mediterráneo (OTmed), palangre este (LLeast), cebo vivo este (BBeast), otros este (OTEast).

Los escenarios considerados por estos análisis de sensibilidad fueron:

Caso	Medida de ordenación
1	Caso base
2	Protección de edad 1
3	Protección de edad 2
4	Veda en el Mediterráneo en junio-julio
5	Veda en el Atlántico este y Mediterráneo en junio-julio
6	Protección de edad 1 y veda en el Mediterráneo en junio-julio
7	Protección de edad 1 y veda en el Atlántico este y Mediterráneo en junio-julio
8	Protección de edad 2 y veda en el Mediterráneo en junio-julio
9	Protección de edad 2 y veda en el Atlántico este y Mediterráneo en junio-julio
10	Veda en el Mediterráneo en mayo-junio-julio

En la **Tabla 19** se resumen los resultados de los análisis de sensibilidad. Tanto los valores de mortalidad por pesca actuales como los de 1990-1994 se sitúan por encima de la mortalidad por pesca necesaria para conseguir

el rendimiento máximo por recluta ($F_{mult}^2 = 0,62$ y $0,29$ respectivamente). Dado que los valores de mortalidad por pesca se incrementaron entre [1990-1994] y [2003-2004], el rendimiento por recluta en equilibrio con la F actual es inferior al que se habría obtenido manteniendo la mortalidad por pesca de 1990-1994 (10,78 kg vs. 10,92 kg), y las diferentes medidas de ordenación tienen un mayor impacto con respecto al status quo. En el escenario de mortalidad por pesca “inflada” (inflated) para considerar la infradeclaración, el rendimiento a largo plazo es incluso inferior (9,96 kg) y los beneficios de las medidas de ordenación son superiores con respecto al status quo.

En la **Figura 49** se muestran los efectos de transición para los diferentes tipos de arte con los tres vectores de mortalidad por pesca que se están probando. Los beneficios y pérdidas son mucho más pronunciados con el vector de mortalidad por pesca de 2003-2004 (con o sin infradeclaración) que con el vector de F para 1990-1994. El Grupo decidió probar otras medidas de ordenación utilizando el vector F de 2003-2004 sin infradeclaración.

b) Efecto de las medidas de ordenación potenciales en el rendimiento por recluta

Se computaron los efectos de las reglamentaciones potenciales sobre talla mínima (10 kg o 25 kg), vedas de zona (Mediterráneo o Mediterráneo y Atlántico este), vedas de tiempo (mayo-julio, junio-julio o junio-septiembre) y vedas a los artes (cerco o todos los artes), así como sus diferentes combinaciones, utilizando el vector de mortalidad por pesca de 2003-2004 sin considerar la infradeclaración. En la **Tabla 20** y en las **Figuras 50 y 51** se muestran los resultados de las diferentes medidas de ordenación que se sometieron a prueba, lo que incluye los efectos específicos de las pesquerías. En las figuras se ha marcado un nivel de SPR (ratio potencial de desove) del 20%, este nivel de referencia se ha utilizado como límite en otros foros de pesquerías.

El cierre de toda la zona del stock, Atlántico este y Mediterráneo, durante mayo-julio (ya sea como medida única o combinada con medidas de talla mínima de 10 kg o 25 kg) mostraba los mayores beneficios en términos de ratio potencial de desove (SPR con respecto a la biomasa de reproductores por recluta sin explotar). Los escenarios que dieron lugar a las mayores ganancias en SPR (casos 2, 5, 9, 11, 22 y 24 en la **Figura 52**) proporcionaron o bien ganancias modestas o incluso pérdidas en el rendimiento en equilibrio. El resto de los escenarios mostraba ganancias tanto en SPR como en YPR, aunque no todos los escenarios permitirían la recuperación del stock por encima de un SPR del 20%. Con la implementación de talla mínima de 10 kg se conseguirían menos beneficios en términos de YPR, pero si se implementa una talla mínima de 25 kg, acompañada de una veda en el Atlántico este y Mediterráneo durante junio-septiembre, se conseguirían más beneficios para el YPR.

En general, se consiguieron unos niveles de SPR más elevados con vedas espaciales (casos 5 y 6) que con reglamentaciones sobre talla mínima (casos 7 y 20), asimismo, se obtendrían más beneficios en términos de SPR e YPR con vedas en mayo-julio (caso 2) que con vedas en junio-septiembre (caso 4).

El rendimiento por recluta a largo plazo se incrementaría para el palangre Este y para “otros” Este en cualquiera de los escenarios objeto de prueba, y el YPR para cerco del Mediterráneo descendería en todos los escenarios excepto en el 7 y el 20 (tallas mínimas de 10 kg y 25 kg sin ninguna otra medida). El rendimiento del palangre y de otros artes en el Mediterráneo sólo descende en el caso de algunas vedas en el Mediterráneo (ya sean vedas en el Este o reglamentaciones sobre talla mínima), y con éstas se incrementaría el rendimiento para los barcos de cebo vivo del Este (**Figura 53**).

En la **Figura 54** se muestran los efectos de transición (específicos) en las distintas pesquerías de las diferentes reglamentaciones de ordenación que se probaron. Se muestran los resultados para los diez años siguientes a la entrada en vigor de la reglamentación. En simulaciones más largas se observó que los efectos se estabilizan después de unos 15 años.

c) Error de implementación y/o tolerancia de las reglamentaciones sobre tallas mínimas

Las reglamentaciones sobre tallas mínimas pueden provocar errores de implementación por diversas razones como los descartes de captura fortuita, la infradeclaración, etc. En la **Figura 55** se ilustran los efectos del error de implementación o de los niveles de tolerancia de tallas mínimas en el YPR o la SPR. Se consideraron tallas mínimas entre 10 y 50 kg utilizando el vector F de referencia 2003-2004. La figura refleja las relaciones de equivalencia entre tolerancia y talla mínima. Por ejemplo, la implementación perfecta de una talla mínima de 50

²En estos análisis, F_{mult} es una constante que multiplica el vector de mortalidad por pesca asumido. Por ejemplo, si la F_{mult} para alcanzar el Y_{max} es 0,29, significa que la tasa de mortalidad por pesca para todas las edades tiene que reducirse al 29% del nivel actual para poder conseguir el rendimiento máximo por recluta.

kg podría triplicar la SPR, pero esta ganancia potencial se limitaría al 70% con una tolerancia o error de implementación del 50%. Esta última equivaldría aproximadamente a la implementación perfecta de una talla mínima de 15-20 kg.

d) Redistribución del esfuerzo en vedas de arte-zona-tiempo

Las vedas de arte-zona-tiempo pueden generar un error de implementación por varias razones como puede ser la redistribución del esfuerzo o el desplazamiento del esfuerzo para dirigirse a otras tallas de peces. Con el fin de analizar los posibles efectos de la redistribución del esfuerzo fuera de las vedas espaciotemporales, se tomó como caso de estudio la veda junio-julio para la flota de cerco en el Mediterráneo. El rendimiento en junio-julio para el Mediterráneo se fijó en cero, pero se partió del supuesto de que el 10-40% de ese rendimiento se capturaría fuera del Mediterráneo, con una selectividad dirigida principalmente al atún rojo juvenil.

Los resultados (**Tabla 21, Figura 56**) indicaban que las ganancias potenciales obtenidas en la biomasa reproductora y en el rendimiento por recluta pueden disiparse en parte debido a la redistribución del esfuerzo. Con la redistribución del esfuerzo, el rendimiento por recluta para los cerqueros en el Mediterráneo experimentaría un descenso más modesto, pero las ganancias potenciales para otros artes se verían considerablemente reducidas. Los resultados de este análisis son aproximaciones, ya que en ellos no se consideran los efectos de la competencia entre los artes ni la sobrepesca local debida a la redistribución del esfuerzo.

9. Recomendaciones

Las directrices y prioridades actuales para la investigación sobre el atún rojo se adoptaron en la Reunión de ICCAT de planificación de la investigación sobre atún rojo (Madrid, España, 27-30 de junio de 2005, Anon. 2006). Se clasificó la investigación en cuatro temas principales: datos básicos, estructura y dinámica del stock, variabilidad medioambiental y modelos de población. En la sección de datos biológicos de este informe se detallan los resultados y las investigaciones en curso que se han realizado hasta la fecha. La investigación biológica y sobre estructura del stock se ha centrado en la validación de la edad, los identificadores de estructura genética, el comportamiento de reproducción y ojivas de madurez. Las cuestiones especificadas en el informe de la Reunión de ICCAT de planificación de la investigación sobre atún rojo (Anon. 2006) siguen ocupando el primer puesto en las prioridades de investigación del atún rojo.

9.1 Investigación y estadísticas - Este

Estadísticas

Lamentablemente, los datos de captura y captura por talla son inadecuados, lo que se traduce en una escasa seguridad en nuestras estimaciones de la captura por edad de la pesquería global. Los datos precisos de captura y captura por edad son los pilares básicos de las evaluaciones analíticas del estado de los recursos, y nuestra incapacidad de obtener información fidedigna sobre captura y captura por edad menoscaba en gran medida la credibilidad a la hora de emprender evaluaciones analíticas del estado de los stocks que se basan en dicha información.

- a) El Grupo continúa recomendando que la Comisión se asegure de que se facilitan puntualmente a la Secretaría de ICCAT conjuntos de datos completos y fiables sobre captura, esfuerzo (incluyendo la capacidad de los buques) y talla en los formatos requeridos. Estas obligaciones se consideran como una norma mínima, ya que aparecen claramente especificadas en el Convenio de ICCAT, en el Código de conducta de la FAO para la pesca responsable, así como en el Acuerdo de implementación de las Naciones Unidas. La credibilidad a la hora de realizar evaluaciones analíticas fidedignas del estado del stock depende sobre todo de la disponibilidad de dicha información básica.
- b) Durante más de una década se ha planteado en reiteradas ocasiones la existencia de una considerable incertidumbre en relación con las capturas, pero dicha incertidumbre sigue incrementándose debido a: 1) un probable incremento del nivel de capturas no comunicadas tras la imposición de cuotas, y 2) el desarrollo de las actividades de cría de atún rojo. Aunque recientemente se han constatado progresos durante los dos últimos años, el Grupo sigue manifestando su inquietud ante la incapacidad para realizar un seguimiento preciso de las capturas, capturas por talla, origen de las capturas y esfuerzo pesquero ejercido en ejemplares que se introducen en jaulas para su cría debido a la ausencia de datos. El Grupo

recomienda que se incrementen los esfuerzos para conseguir una mejora mediante la asignación de observadores a los buques y a las jaulas, y mediante la modificación de los cuadernos de pesca para que se puedan consignar en ellos detalles relacionados con los peces transferidos a jaulas, lo que incluye información sobre talla, origen de la captura y tiempo pasado en la jaula, en el formato estándar de ICCAT.

- c) El Grupo de trabajo para desarrollar estrategias de ordenación integradas y coordinadas para el atún rojo del Atlántico recomendó que se examinasen varias opciones alternativas de ordenación, como planes de ordenación plurianuales o vedas espaciotemporales. Sin embargo, dichos estudios implican la disponibilidad de datos de captura por talla desglosados espacial y temporalmente (a saber, captura por talla mensual en cuadrículas de 5°x5°), que generalmente no se comunican a la Secretaría de ICCAT, sobre todo en lo que se refiere a las pesquerías del Mediterráneo. Por consiguiente el Grupo recomienda firmemente que las Partes contratantes comuniquen dicha información para los años pasados y venideros, porque de no ser así el Grupo no estará en condiciones de poder evaluar dichas opciones alternativas de ordenación.

Investigación

- a) Además de la necesidad de mejorar las estadísticas básicas de captura, el Grupo sigue secundando la investigación sobre la fidelidad al lugar de desove, rutas migratorias y estructura de la población. Por consiguiente, se recomienda que se refuercen las actividades de marcado, sobre todo con marcas archivo y marcas “pop-up”, así como los estudios genéticos y de microquímica, tanto en ejemplares juveniles como en adultos, en el Atlántico este y Mediterráneo.
- b) Se recomienda que se actualicen los parámetros biológicos y que se lleven a cabo nuevos estudios sobre crecimiento, madurez, fecundidad, reproducción y sobre información biológica de otra índole para poder utilizarla en la próxima evaluación y arrojar algo de luz sobre las diferencias en estos parámetros biológicos entre los stocks del Este y del Oeste.
- c) Se debería continuar y fomentar la recopilación de datos independientes de la pesquería relacionados con la abundancia de atún rojo en el Mediterráneo mediante prospecciones aéreas y prospecciones de larvas para poder obtener índices independientes de las pesquerías a largo plazo para las evaluaciones de stock y para compensar la ausencia de datos de CPUE de los cerqueros del Mediterráneo.
- d) Se recomienda que se siga investigando la estandarización del índice de CPUE por edad para las pesquerías de almadraba españolas y marroquíes y para las pesquerías de cebo vivo del Golfo de Vizcaya.

9.2 Investigación y estadísticas - Oeste

El Grupo recomendó que se añadiesen las siguientes recomendaciones que se basan en las investigaciones presentadas en esta reunión:

- 1) El Grupo recomendó que continuasen los esfuerzos encaminados a actualizar y revisar las funciones del modelo crecimiento-edad para el atún rojo. El Grupo sugirió que se incorporasen estimaciones de la investigación sobre validación de la edad con señales de bombas de radiocarbono en las actualizaciones crecimiento-edad y que se incrementase el número de muestras, la gama de tallas y la distribución espacial de las muestras utilizadas.
- 2) El Grupo recomendó que se ampliase la investigación sobre madurez y comportamiento reproductor del atún rojo especialmente en lo referente a la omisión de la reproducción y la contribución general al desove por clases de edad.
- 3) El Grupo sugirió que en la próxima evaluación se revisase y actualizase la relación talla/edad de madurez para el atún rojo del Atlántico oeste.
- 4) El Grupo también recomendó que los diferentes científicos participantes procediesen a revisar y normalizar las metodologías y procedimientos para evaluar el estado de madurez del atún rojo.

- 5) Reconociendo que recientemente se han producido progresos notables en los estudios relacionados con los análisis de microelementos de otolitos, con el marcado con marcas archivo satélite y en los estudios genéticos, progresos que podrían proporcionar datos más fiables para los valores de entrada de los modelos con el fin de obtener estimaciones de mezcla entre las diferentes zonas, el Grupo recomendó que se convocase una reunión de dichos expertos para alcanzar un consenso sobre dichos datos.
- 6) El Grupo recomendó que se realizase un seguimiento de los datos de talla-peso en todas las pesquerías para evaluar si las tendencias observadas en algunas pesquerías (es decir, el Golfo de San Lorenzo, Canadá) son un hecho generalizado y, de ser así, que se volviesen a evaluar las relaciones talla-peso utilizadas para el análisis de evaluación.
- 7) El Grupo recomendó la evaluación de métodos genéticos para identificar el número de stocks de atún rojo y para estimar la proporción de estos stocks presente en las zonas de mezcla. Debería evaluarse la robustez de métodos específicos utilizados tanto para extraer como para analizar los datos genéticos que se presentaron en el documento SCRS/2006/089.

Las siguientes recomendaciones aparecieron en los últimos informes detallados para el atún rojo del Atlántico occidental (Anon. 2003 y Anon. 2001). El trabajo relacionado con estas recomendaciones no se ha completado todavía o está en curso. Dada la importancia que concede el Grupo a estas recomendaciones, éstas se reiteran a continuación como temas importantes de investigación:

- 1) Se podría mejorar la estructura del modelo de población. En particular, la investigación futura se debería centrar en el desarrollo de modelos con base estadística que sean robustos frente a los sesgos y variabilidad de las estimaciones de ratios de F, que estimen la abundancia absoluta de ejemplares grandes (o, por lo menos, los límites sobre estas estimaciones), y que también sean robustos frente a la información errónea en la captura y a la determinación errónea de la edad de la captura.
- 2) Las cuestiones relacionadas con la fidelidad al lugar de desove, rutas migratorias y mezcla se encuentran entre las incertidumbres más importantes relacionadas con la evaluación y ordenación del atún rojo atlántico. A continuación, se presentan las campos de investigación específica que podrían permitir avanzar de un modo significativo en nuestro conocimiento en esta área de investigación:
 - a) La Secretaría ha intentado actualizar la base de datos de marcado de ICCAT. Se debería instar a todas las Partes, Entidades o Entidades pesqueras a que presenten puntualmente sus respectivas informaciones sobre datos de marcado-recaptura. Sería conveniente alentar a los investigadores que emplean marcas electrónicas a que presenten, por lo menos, todos los datos de liberación y de recuperación a ICCAT, principalmente fecha, localización, y talla/peso en el momento de la liberación y de la recaptura.
 - b) Se debería animar a los científicos nacionales a resolver algunas de las incertidumbres biológicas que han generado una fuerte inquietud en el pasado, lo que incluye: i) El desarrollo de nuevas curvas de crecimiento específicas del área, empleando datos recientes del Atlántico oeste, Atlántico este, Atlántico central y del Mediterráneo oriental y occidental; ii) Ojivas de madurez para las mismas zonas y iii) modelar tasas de mortalidad natural específica de la edad en los VPA, y normalizar todas las áreas, cuando se requiera.
 - c) Se debería alentar a los científicos nacionales para que continúen realizando estudios genéticos y químicos que puedan resolver algunas cuestiones relacionadas con la mezcla de stocks. En particular, se necesitan puntos de referencia más precisos para cuantificar las tasas de mezcla en las zonas identificadas por el Grupo.
- 3) El Grupo recomendó que las autoridades pesqueras, institutos pesqueros, instituciones estadísticas nacionales, y científicos individuales de ICCAT, así como las Partes, Entidades o Entidades pesqueras colaboradoras, proporcionen a la Secretaría de ICCAT datos fiables sobre captura, esfuerzo y talla en el formato requerido, y a una escala lo más fina posible. Estas obligaciones se consideran una norma mínima, ya que aparecen claramente especificadas en el Convenio de ICCAT, en el Código de Conducta de FAO para una Pesca Responsable, así como en el Acuerdo de Implementación de Naciones Unidas (UNIA).

- 4) El Grupo recomendó que se realizasen esfuerzos para aportar estimaciones sobre incertidumbres (por ejemplo, coeficientes de variación) en las estadísticas (desembarques, capturas descartadas, otras formas de mortalidad inducidas por la pesquería) que se estiman a partir de prospecciones de muestreo.
- 5) El Grupo respaldó las recomendaciones de la Quinta reunión del Grupo de Trabajo Conjunto *Ad Hoc* CGPM-ICCAT sobre stocks de grandes peces pelágicos en la zona del Mediterráneo (Sliema, Malta, 11 a 15 de septiembre de 2000) (Anon. 2001a) En particular, apoyó la recomendación de celebrar una reunión intersesional para examinar e integrar los resultados de las investigaciones, ya que éstos guardan relación con los mecanismos biológicos y con cómo deberían tratarse éstos en las evaluaciones de stock (lo que incluye las implicaciones de posibles tasas de crecimiento diferentes). Deberían participar científicos del Atlántico este y oeste y el Mediterráneo, así como expertos globales. Es muy necesario que se pase de un estudio oportunista a un proyecto basado en un programa a gran escala. También se destacó la necesidad de diálogo entre científicos y gestores, ya que estos nuevos resultados en la investigación señalan la necesidad de volver a considerar los enfoques de evaluación y ordenación.
- 6) El Grupo recomendó una exploración más completa de la base de datos de marcado para establecer hipótesis comprobables sobre las rutas migratorias por edad y área de origen. También será necesario explorar una incorporación oficial y estadísticamente rigurosa de los datos de marcado (por ejemplo, Porch et al., 2001) en los modelos de evaluación.
- 7) El Grupo recomendó que continuasen los estudios extensivos sobre madurez que ya se están realizando en el Atlántico oriental y occidental y en el Mediterráneo. Esta cuestión debería ser una prioridad, ya que la diferencia en la edad de madurez sería una prueba convincente de la existencia de dos o más stocks biológicos. Además, deberían investigarse los resultados del marcado con marcas vía satélite que mostraron la presencia de ejemplares en edad de reproducción en el Atlántico central en el momento en se podría esperar que se reprodujesen.
- 8) El Grupo recomendó que se desarrollasen más los enfoques de evaluación alternativos, tales como CATCHEM (Porch et al. 2000a) que permite errores en la captura por clases de edad, para utilizarlos más ampliamente en futuras reuniones. Esto tiene importantes implicaciones (no sólo en los resultados de las evaluaciones) en la forma en que los científicos nacionales comunican los datos y en cómo los retiene ICCAT, y este tema debe ser objeto de estudio (por ejemplo, las observaciones actuales de frecuencias de talla que se emplean para estimar la captura por clases de talla de las diversas flotas).
- 9) El Grupo recomendó que se modificase, en aquellos casos en los que no se haya hecho todavía, el actual programa de evaluación para que pueda incluir los cambios en la composición por edad y por talla del grupo plus a medida que se producen cambios en la abundancia del stock

10. Otros asuntos

El documento SCRS/2006/080 proporciona una visión general personal de un experto en túnidos sobre la evaluación del atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo y sobre las incertidumbres cruciales relacionadas con los datos de captura y esfuerzo que existen en la base de datos de ICCAT, sobre todo en lo referente a los datos sobre cerco y cría, lo que hace que, desde el punto de vista del autor, resulte imposible llevar a cabo una evaluación actual del stock. Este documento aborda otras cuestiones, como la información sobre biología y ecología, y el exceso de capacidad de las flotas de pesca de atún rojo. También hace hincapié en la falta de claridad de los recientes informes del SCRS sobre el atún rojo en cuanto a la gravedad de las dificultades a las que se enfrenta ICCAT relacionadas con las estadísticas, la investigación y las evaluaciones de esta especie. El autor concluye afirmando que es necesario fomentar con carácter de urgencias medidas de ordenación precautorias firmes y con una implementación adecuada.

11. Adopción del informe y clausura

El informe fue adoptado por el Grupo y la reunión fue clausurada.

Referencias

- ANON. 2001. Report of the ICCAT SCRS West Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, September 18 to 22, 2000). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(3): 831-958.
- ANON. 2001a. Fifth Meeting of the Ad Hoc GFCM/ICCAT Working Group on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean Sea (Sliema, Malta, September 11 to 15, 2000). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(2): 590-684.
- ANON. 2002. ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Madrid, Spain, September 3 to 7, 2001). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(2): 261-352.
- ANON. 2003. Report of the Sixth GFCM-ICCAT Meeting on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean (Sliema, Malta, April 15 to 19, 2002). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(1): 1-84.
- ANON. 2003a. Report of the 2002 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, July 22 to 30, 2002). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(3): 710-937.
- ANON. 2005. Report of the 2004 ICCAT Data Exploratory Meeting for East Atlantic and Mediterranean Bluefin Tuna (Madrid, Spain, June 1 to 4, 2004). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(2): 662-699.
- ANON. 2006. Report of the 2005 ICCAT Planning Meeting for Bluefin Tuna Research (Madrid, Spain, June 27 to 30, 2005). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 59(3): 717-749.
- CORT, J.L. 1991. Age and growth of the bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.) of the northeast Atlantic. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 35(2): 213-230.
- CRAMER, J. 2003. Standardized catch rates for large bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, from the U.S. pelagic longline fishery in the Gulf of Mexico and off the Florida east coast. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(3): 1115-1122.
- DI NATALE, A., A. Mangano, A. Asaro, B. Bascone, A. Celona, M. Valastro, R. Vassallo Ajus. 2006. Bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.) catch composition in the Tyrrhenian Sea and in the Strait of Sicily in 2004. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 59(3): 829-842.
- ICCAT. 2006. Report of the 3rd Meeting of the Working Group to Develop Integrated and Coordinated Atlantic Bluefin Tuna Management Strategies. Report for Biennial Period, 2004-05, Part II(1): 100-113.
- ITOH, T. 2006. Sizes of adult bluefin tuna, *Thunnus orientalis*, in different areas of the western Pacific Ocean. *Fisheries Science*, Vol. 72(1): 53-62.
- PARRACK, M.L., P.L. Phares. 1979. Aspects of the growth of Atlantic bluefin tuna determined from mark-recapture data. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 8(2): 356-366.
- PORCH, C.E., S.C. Turner, J.E. Powers. 2001. Virtual population analysis of Atlantic bluefin tuna with alternative models of transatlantic migration: 1970-1997. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(3): 1022-1045.
- PORCH, C.E., S.C. Turner, G.P. Scott. 2001a. Updated catch-at-age analyses of West Atlantic bluefin tuna 1960-1997. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(3): 1052-1066.

Anexo

Actualización del efecto de las medidas de ordenación potenciales, utilizando análisis de YPR

Para los análisis del rendimiento por recluta (YPR), se creó una matriz de captura por edad, por arte principal (cerco, palangre, cebo vivo y otros), por zona (Atlántico este y Mediterráneo) y mes, coherente con las estimaciones de captura de 5°*5° disponibles en CATDIS y en la Tarea I. Cabe destacar que la Secretaría y los científicos del SCRS dedicaron mucho tiempo (varios días) a la construcción de esta (en otras circunstancias ordinaria) base de datos debido a la escasa calidad de los datos de captura del Atlántico este y sobre todo del mar Mediterráneo, que dio lugar a que se tuviesen que realizar varios ensayos de sustitución. El SCRS presentó aquí su mejor estimación de la captura mensual por arte y zona, en relación con la información disponible en la Secretaría de ICCAT.

Los análisis de YPR se basaron en la captura de 2003-2004 (**Figura Anexo 1**). Para los análisis de YPR se utilizaron la misma función de crecimiento y el mismo vector de mortalidad natural asumidos desde 1998 para

los cálculos del VPA. El vector de selectividad se calculó a partir del vector de mortalidad por pesca de 2003-2004 estimado mediante los ensayos de VPA realizados en junio y sin considerar la infradeclaración. En lo esencial, estos análisis fueron iguales a los realizados en junio, pero el conjunto de datos fue notablemente diferente (debido a los cambios en las normas de sustitución) y se añadieron algunos escenarios. Para algunos escenarios se realizaron estimaciones de rendimientos potenciales a largo plazo, que pueden considerarse como aproximaciones del RMS (bajo supuestos de reclutamiento y patrones de selectividad constantes).

Se calcularon los efectos de las regulaciones potenciales de talla mínima (10 kg o 25 kg), vedas espaciales (Mediterráneo o Atlántico este y Mediterráneo), vedas temporales (junio, junio-julio, mayo-junio-julio o junio-julio-agosto-septiembre) y vedas al arte (cerco o todos los artes), así como de diferentes combinaciones de las mismas. En la **Tabla-Anexo 1** y **Figuras- Anexo 2, 3 y 4** se muestran los resultados de las diferentes medidas de ordenación que se probaron. En las figuras, se ha marcado el nivel de la SPR del 20% (ratio potencial de desove, como la ratio entre la biomasa reproductora por recluta en equilibrio y la biomasa reproductora virgen), y que es el nivel de referencia utilizado como límite en otros foros pesqueros, y también se ha marcado el nivel de referencia de 1970 (que se corresponde con el primer año de la serie temporal del VPA)

Los resultados de la **Figura-Anexo 2** y **Tabla-Anexo 2** se han clasificado en función de la SPR y de la ratio F/F_{max} . Los casos en los que la SPR es inferior al 20% y F/F_{max} es inferior a 1 se marcaron en rojo (sombreado oscuro), los casos en los que la SPR es superior al 20% y la F/F_{max} inferior a 1 se marcaron en amarillo (sombreado claro) y aquellos en los que la SPR es superior al 20% y F/F_{max} se sitúa por encima de 1 se indicaron en verde (sombreado medio). En la Tabla-Anexo 2 se presentan también los rendimientos a corto y largo plazo que se prevén en los escenarios en los que el % de la SPR (ratio potencial de desove) en relación con la biomasa virgen es $> 20\%$. En la **Figura-Anexo 5** se muestra los efectos transicionales específicos de la pesquería en las diferentes regulaciones de ordenación consideradas.

El caso base (o status quo, SQ) representa el estado del stock a largo plazo, con el patrón de mortalidad por pesca actual (2003-2004) derivado de la implementación de las medidas de ordenación actuales (vedas en junio-julio para el palangre y desde mediados de julio a mediados de agosto para los cerqueros en el Mediterráneo, talla mínima de 6,4). Cabe señalar que los efectos del límite de talla de 10 kg no pueden tenerse en cuenta en el Mediterráneo, ya que esta reglamentación se ha implementado únicamente en 2005 (año para el que en la fecha de la reunión todavía no se habían comunicado los datos de captura a la Secretaría de ICCAT). En las condiciones actuales, existe riesgo real de colapso para el stock y las pesquerías, ya que la biomasa reproductora en equilibrio es sólo el 6% de la biomasa reproductora por recluta virgen, y la mortalidad por pesca es 3,13 veces más elevada que la necesaria para obtener el rendimiento máximo sostenible.

En general, las regulaciones de talla por sí solas o las vedas espaciotemporales por sí solas, no serían suficientes para alcanzar la SPR del 20% (zona roja, sombreado oscuro). La única excepción sería la implementación de amplias vedas espaciotemporales (escenarios 15 y 13). Algunas combinaciones de regulaciones de talla y de vedas espaciotemporales demostraron ser más eficaces en términos de recuperación del stock.

Entre los escenarios con una SPR superior al 20% pero con F/F_{max} inferior a 1 (zona amarilla, sombreado claro), se pueden distinguir dos patrones generales: talla mínima de 10 kg con vedas temporales de 3-4 meses o tallas mínimas de 25 kg con ganancias variables en términos de SPR e YPR dependiendo de la duración y temporada de las vedas temporales. En general, cuando más larga sea la veda, mayores serán los beneficios, pero, a grandes rasgos la veda de mayo-julio mostraba beneficios mayores que la veda más larga de junio-septiembre.

Entre los escenarios con una SPR superior al 20% y con una F/F_{max} superior a 1 (zona verde, sombreado medio) la mayoría incluía límites de talla de 25 kg con vedas en el Atlántico este y Mediterráneo para todos los artes durante 3-4 meses.

TABLEAUX ANNEXE

Tableau-Annexe 1. Résultats d'analyses de production par recrutement réalisées avec différentes mesures de gestion testées.

Tableau-Annexe 2. Cas modélisés classés par la biomasse reproductrice par recrutement escomptée par rapport aux niveaux vierges (%SPR) et changement de l'effort nécessaire pour atteindre F correspondant aux productions potentielles à long-terme. Les cas dans la zone rouge (ombré obscur) (zone de danger, risque considérable de grave chute et d'effondrement du stock) sont ceux qui produisent un niveau de %SPR inférieur au seuil de 20% et pour lesquels des réductions d'effort additionnelles seraient requises. Les cas dans la zone jaune (ombré clair) (zone de précaution, surpêche/surpêché) sont ceux qui, dans le cas d'une mise en œuvre parfaite, produiraient des niveaux de % SPR se situant au seuil ou en-dessus, mais qui nécessiteraient encore des réductions d'effort supplémentaires pour atteindre les niveaux de pêche de la PME. Les cas dans la zone verte (ombré moyen) (soutenable en toute sécurité) sont ceux qui, dans le cas d'une mise en œuvre parfaite, permettraient de situer la biomasse reproductrice au seuil ou en dessus et les taux de mortalité par pêche au niveau ou légèrement en-deçà du niveau qui permet la PME. Sont également indiquées les projections de la production transitionnelle annuelle escomptées pour les cas modélisés postulant que le recrutement demeure aux niveaux récents et que la biomasse reproductrice est suffisante pour permettre les niveaux de capture indiqués.

TABLAS ANEXO

Tabla-Anexo 1. Resultados de los análisis de rendimiento por recluta realizados con las diferentes medidas de ordenación que se probaron.

Tabla-Anexo 2. Casos modelados clasificados según la biomasa reproductora por recluta en relación con los niveles vírgenes (%SPR) esperada y el cambio en el esfuerzo requerido para conseguir la mortalidad por pesca correspondiente al rendimiento potencial a largo plazo. Los casos en la zona roja (sombreado más oscuro) (zona de peligro, considerable riesgo de drástico descenso y colapso del stock) son aquellos para los que el nivel de %SPR es inferior al umbral del 20% y para los que se requerirían reducciones adicionales del esfuerzo. Los casos en la zona amarilla (sombreado más claro) (zona de precaución, sobrepesca/sobrepescado) son aquellos que, si se implantan perfectamente producirían niveles de %SPR que se situarían en o por encima del umbral, pero que requerían todavía reducciones adicionales del esfuerzo para conseguir para conseguir niveles de pesca que permitan lograr el RMS. Los casos en la zona verde (sombreado medio) (sostenible con seguridad) son aquellos que, si se implementan perfectamente, conseguirían situar a la biomasa reproductora en o por encima del umbral y a las tasas de mortalidad por pesca en o ligeramente por debajo del nivel que permite el RMS. También se indican las expectativas de transición anual proyectadas para los casos modelados asumiendo que el reclutamiento se mantiene en los niveles recientes y que la biomasa reproductora sigue siendo suficiente como para permitir los niveles de captura indicados.

FIGURES ANNEXE

Figure-Annexe 1. Schéma temporel estimé des captures mensuelles de thons rouges reproducteurs (>130 cm FL) et juvéniles (< 130 cm FL) dans les pêcheries de l'Atlantique Est et de la Méditerranée combinées (figures supérieures), dans la Méditerranée uniquement (figures centrales) et dans l'Atlantique Est seulement (figures inférieures). Les calculs se basent sur les prises de 2003 et 2004 qui ont, de surcroît, été utilisées pour les analyses de la production par recrue. Les figures à gauche représentent les prises mensuelles proportionnelles par catégorie de taille, tandis que celles de droite représentent les prises proportionnelles cumulatives au cours de l'année.

Figure-Annexe 2. Mortalité par pêche relative à F_{max} , biomasse reproductrice par recrutement escomptée par rapport aux niveaux vierges (%SPR, axe x inférieur) et biomasse reproductrice par recrutement relative à la biomasse reproductrice par recrutement de 1970 (axe x supérieur, SBPR/SBPR₁₉₇₀) pour chaque scénario de gestion décrit au Tableau-2. La croix superposée au cercle représente la gestion actuelle et la croix superposée au losange représente l'état du stock en 1970. Les cas dans la zone rouge (ombré obscur) (zone de danger, risque considérable de chute grave) sont ceux qui produisent une biomasse reproductrice par recrutement relative à la biomasse reproductrice vierge par recrutement inférieure au seuil de 20% et pour lesquels des réductions additionnelles de l'effort seraient requises. Les cas dans la zone jaune (ombré clair) (zone de prudence, surpêche/surpêché) sont ceux qui, dans le cas d'une mise en œuvre parfaite, produisent une biomasse reproductrice par recrutement se situant au seuil ou en dessus, mais qui nécessiteraient des réductions d'effort

suplementaires pour atteindre les niveaux de pêche de la PME. Les cas dans la zone verte (ombré moyen) (soutenable en toute sécurité) sont ceux qui, s'ils sont parfaitement mis en œuvre, produiraient une biomasse reproductrice se situant au seuil ou en dessus et des taux de mortalité par pêche au niveau de la PME ou quelque peu en deçà.

Figure-Annexe 3. Changement du pourcentage de la production par recrue totale en vertu de la gestion actuelle, biomasse reproductrice par recrutement (SPBR) par rapport à la SPBR en vertu de la gestion actuelle (cas de base) (axe supérieur) par rapport à la SPBR vierge (pourcentage) (axe inférieur) pour chaque scénario de gestion décrit au Tableau 2. Le rouge et le noir illustrent les scénarios de gestion qui fournissent une SPBR inférieure ou supérieure à 20% de la SPBR vierge, respectivement.

Figure-Annexe 4. Changement du pourcentage de la production par recrue spécifique aux engins et aux zones en vertu de la gestion actuelle et biomasse reproductrice par recrutement (SPBR) par rapport à la SPBR vierge (pourcentage) pour chaque scénario de gestion décrit au Tableau 2. Le rouge et le noir illustrent les scénarios de gestion qui fournissent une SPBR inférieure ou supérieure à 20% de la SPBR vierge, respectivement.

Figure-Annexe 5. Production par recrue spécifique aux engins et aux zones à court terme par rapport à la production par recrue en conditions d'équilibre en vertu de la gestion actuelle (pourcentage) pour les scénarios de gestion 2 à 16 décrits au Tableau-Annexe 2.

Figure-Annexe 5 (suite). Production par recrue spécifique aux engins et aux zones à court terme par rapport à la production par recrue en conditions d'équilibre en vertu de la gestion actuelle (pourcentage) pour les scénarios de gestion 17 à 31 décrits au Tableau-Annexe 2.

Figure-Annexe 5 (suite). Production par recrue spécifique aux engins et aux zones à court terme par rapport à la production par recrue en conditions d'équilibre en vertu de la gestion actuelle (pourcentage) pour les scénarios de gestion 32 à 46 décrits au Tableau-Annexe 2.

FIGURAS ANEXO

Figura-Anexo 1. Patrón temporal estimado en las capturas mensuales de atún rojo con talla de reproductor (>130 cm FL) y juvenil (< 130 cm FL) en las pesquerías del Atlántico este y Mediterráneo combinadas (gráficos superiores), en las del Mediterráneo solo (gráficos centrales) y en las del Atlántico este solo (gráficos inferiores). Los cálculos se basan en las capturas de 2003 y 2004 que también se han utilizado para los análisis de YPR. Las figuras de la izquierda representan las capturas mensuales proporcionales por categorías de talla, mientras que las de la derecha representan las capturas proporcionales acumuladas durante el año.

Figura-Anexo 2. Mortalidad por pesca con respecto a F_{max} , biomasa reproductora por recluta con respecto a los niveles vírgenes esperada (%SPR, eje x inferior), biomasa reproductora por recluta con respecto a la biomasa reproductora por recluta de 1970 (eje x superior, SBPR/SBPR1970) para cada escenario de ordenación descrito en la Tabla Anexo 2. La cruz marcada en el círculo representa la ordenación actual y la cruz marcada en el rombo representa el estado del stock en 1970. Los casos en la zona roja (sombreado más oscuro) (zona de peligro, importante riesgo de drástico descenso) son aquellos que producen una biomasa reproductora por recluta respecto a la biomasa reproductora por recluta virgen inferior al umbral del 20% y para los que se requieren reducciones adicionales del esfuerzo. Los casos en la zona amarilla (sombreado más claro) (zona de precaución, sobrepesca/ sobrepescado) son aquellos que, si se implementan perfectamente, darían lugar a una biomasa reproductora por recluta que se situaría en o por encima del umbral, pero que todavía requerirían reducciones del esfuerzo adicionales para alcanzar los niveles de pesca en RMS. Los casos en la zona verde (sombreado medio) (sostenible con seguridad) son aquellos que, si se implementan perfectamente, darían lugar a una biomasa reproductora que se situaría en o por encima del umbral y a unas tasas de mortalidad por pesca que estarían en el nivel que permite el RMS o ligeramente por debajo de éste.

Figura-Anexo 3. Cambio de porcentaje en el rendimiento por recluta total con la ordenación actual, biomasa reproductora por recluta (SPBR) relativa a SPBR con la ordenación actual (caso base) (eje superior), relativa la SPBR virgen (porcentaje) (eje inferior) para cada escenario de ordenación descrito en la Tabla Anexo-BFTE-2. El rojo y negro indican, respectivamente, los escenarios de ordenación en los que la SPBR es inferior o superior al 20% de la SPBR virgen.

Figura-Anexo 4. Cambio de porcentaje específico para zonas y artes en el rendimiento por recluta con la ordenación actual y biomasa reproductora por recluta (SPBR) relativa a la SPBR virgen (porcentaje) para cada

escenario de ordenación descrito en la Tabla Anexo-BFTE-2. El rojo y negro indican, respectivamente, los escenarios de ordenación en los que la SPBR es inferior o superior al 20% de la SPBR virgen.

Figura-Anexo 5. Rendimiento por recluta a corto plazo específico para zonas y artes relativo al rendimiento por recluta en equilibrio con las actuales medidas de ordenación (porcentaje) para los escenarios de ordenación 2 a 16 descritos en la Tabla Anexo-BFTE 2.

Figura-Anexo 5 (Continuación). Rendimiento por recluta a corto plazo específico para zonas y artes relativo al rendimiento por recluta en equilibrio con las actuales medidas de ordenación (porcentaje) para los escenarios de ordenación 17 a 31 descritos en la Tabla Anexo-BFTE 2.

Figura-Anexo 5 (Continuación). Rendimiento por recluta a corto plazo específico para zonas y artes relativo al rendimiento por recluta en equilibrio con las actuales medidas de ordenación (porcentaje) para los escenarios de ordenación 32 a 46 descritos en la Tabla Anexo-BFTE 2.

Annex Table 1. Results of yield per recruit analyses conducted under the different management measures tested.

case	min. size	area	month	gear	F.max	SSB.total	%SPR relative Case1	%SPR relative Virgin	%SPR relative 1970	Yield.total	BB.EA	LL.EA	OT.EA	LL.MED	OT.MED	PS.MED
1	SQ	SQ	SQ	SQ	0.32	28.755	100%	6%	17%	10.78	1.27	0.79	0.67	0.43	1.46	6.16
16	10kg	SQ	SQ	SQ	0.35	35.236	123%	7%	21%	12.16	1.20	0.97	0.83	0.52	1.66	6.99
2	SQ	MED	J	PS	0.45	46.372	161%	10%	28%	11.37	1.38	1.32	1.44	0.95	2.09	4.19
3	SQ	MED	J	ALL	0.46	47.699	166%	10%	29%	11.43	1.39	1.36	1.50	0.99	1.94	4.25
10	SQ	MED.EA	JJ	PS	0.50	53.708	187%	11%	33%	11.63	1.47	1.53	1.77	1.16	2.38	3.32
4	SQ	MED	JJ	PS	0.50	53.708	187%	11%	33%	11.63	1.47	1.53	1.77	1.16	2.38	3.32
17	10kg	MED	J	PS	0.52	56.573	197%	12%	34%	12.85	1.32	1.61	1.76	1.15	2.42	4.59
18	10kg	MED	J	ALL	0.52	58.018	202%	12%	35%	12.90	1.33	1.66	1.82	1.20	2.24	4.65
5	SQ	MED	JJ	ALL	0.54	60.202	209%	13%	36%	11.87	1.53	1.74	2.07	1.36	1.71	3.47
6	SQ	MED	MJJ	PS	0.55	61.209	213%	13%	37%	11.77	1.55	1.78	2.13	1.42	2.68	2.22
12	SQ	MED.EA	MJJ	PS	0.55	61.209	213%	13%	37%	11.77	1.55	1.78	2.13	1.42	2.68	2.22
31	25kg	SQ	SQ	SQ	0.49	64.121	223%	13%	39%	15.45	0.94	1.74	1.50	0.94	2.17	8.17
25	10kg	MED.EA	JJ	PS	0.58	65.335	227%	14%	40%	13.16	1.43	1.86	2.16	1.41	2.76	3.54
19	10kg	MED	JJ	PS	0.58	65.335	227%	14%	40%	13.16	1.43	1.86	2.16	1.41	2.76	3.54
8	SQ	MED	JJAS	PS	0.56	66.601	232%	14%	40%	12.76	1.93	1.91	2.20	1.44	2.96	2.32
14	SQ	MED.EA	JJAS	PS	0.56	66.601	232%	14%	40%	12.76	1.93	1.91	2.20	1.44	2.96	2.32
11	SQ	MED.EA	JJ	ALL	0.58	69.877	243%	15%	42%	12.34	0.94	2.03	2.00	1.63	1.96	3.78
20	10kg	MED	JJ	ALL	0.62	72.339	252%	15%	44%	13.34	1.48	2.09	2.49	1.63	1.96	3.69
46	30kg	SQ	SQ	SQ	0.55	72.952	254%	15%	44%	16.19	0.90	1.97	1.71	1.06	2.20	8.35
21	10kg	MED	MJJ	PS	0.65	74.392	259%	16%	45%	13.32	1.53	2.16	2.59	1.72	3.13	2.20
27	10kg	MED.EA	MJJ	PS	0.65	74.392	259%	16%	45%	13.32	1.53	2.16	2.59	1.72	3.13	2.20
23	10kg	MED	JJAS	PS	0.65	77.628	270%	16%	47%	14.12	1.76	2.22	2.57	1.68	3.26	2.63
29	10kg	MED.EA	JJAS	PS	0.65	77.628	270%	16%	47%	14.12	1.76	2.22	2.57	1.68	3.26	2.63
7	SQ	MED	MJJ	ALL	0.71	80.325	279%	17%	49%	11.73	1.69	2.41	3.15	0.16	2.07	2.24
9	SQ	MED	JJAS	ALL	0.66	82.790	288%	17%	50%	13.30	2.07	2.42	2.96	1.96	1.20	2.68
26	10kg	MED.EA	JJ	ALL	0.69	83.524	290%	17%	51%	13.86	0.80	2.42	2.39	1.95	2.26	4.04
24	10kg	MED	JJAS	ALL	0.76	94.190	328%	20%	57%	14.51	1.88	2.76	3.37	2.23	1.29	2.98
32	25kg	MED	J	PS	0.78	95.923	334%	20%	58%	16.06	1.03	2.71	2.98	1.95	3.28	4.12
22	10kg	MED	MJJ	ALL	0.84	96.297	335%	20%	58%	13.15	1.66	2.89	3.78	0.19	2.40	2.22
33	25kg	MED	J	ALL	0.79	97.539	339%	20%	59%	16.09	1.04	2.76	3.06	2.00	3.03	4.19
15	SQ	MED.EA	JJAS	ALL	0.78	103.224	359%	22%	62%	14.03	0.86	2.67	3.17	2.60	1.49	3.25
34	25kg	MED	JJ	PS	0.88	105.393	367%	22%	64%	16.15	1.12	2.98	3.48	2.26	3.64	2.66
40	25kg	MED.EA	JJ	PS	0.88	105.393	367%	22%	64%	16.15	1.12	2.98	3.48	2.26	3.64	2.66
38	25kg	MED	JJAS	PS	0.91	107.867	375%	23%	65%	16.28	1.19	3.06	3.57	2.32	3.73	2.41
44	25kg	MED.EA	JJAS	PS	0.91	107.867	375%	23%	65%	16.28	1.19	3.06	3.57	2.32	3.73	2.41
35	25kg	MED	JJ	ALL	0.96	113.053	393%	24%	68%	16.22	1.17	3.24	3.89	2.54	2.55	2.82
42	25kg	MED.EA	MJJ	PS	0.99	115.719	402%	24%	70%	16.15	1.18	3.34	4.02	2.67	4.07	0.87
36	25kg	MED	MJJ	PS	0.99	115.719	402%	24%	70%	16.15	1.18	3.34	4.02	2.67	4.07	0.87
30	10kg	MED.EA	JJAS	ALL	0.94	116.682	406%	24%	71%	15.28	0.54	3.01	3.58	2.94	1.61	3.61
13	SQ	MED.EA	MJJ	ALL	1.00	117.936	410%	25%	71%	11.15	1.27	3.56	0.61	0.27	3.08	2.36
41	25kg	MED.EA	JJ	ALL	1.03	121.276	422%	25%	73%	16.34	0.78	3.50	3.47	2.82	2.77	3.01
39	25kg	MED	JJAS	ALL	1.07	123.442	429%	26%	75%	16.39	1.28	3.59	4.42	2.91	1.45	2.75
45	25kg	MED.EA	JJAS	ALL	1.24	138.896	483%	29%	84%	16.50	0.42	3.56	4.26	3.48	1.67	3.11
28	10kg	MED.EA	MJJ	ALL	1.24	140.644	489%	29%	85%	12.42	1.19	4.24	0.73	0.32	3.59	2.35
37	25kg	MED	MJJ	ALL	1.35	144.353	502%	30%	87%	15.65	1.36	4.31	5.67	0.29	3.14	0.88
43	25kg	MED.EA	MJJ	ALL	2.04	195.879	681%	41%	119%	14.04	1.26	5.88	1.02	0.44	4.54	0.89

notes: Case numbers are shown in the associated figures.

Min Size: SQ (Status Quo) represents the current realization of Rec[02-09], 10Kg is a stock-wide 10Kg minimum, 25Kg is a 25Kg stock-wide minimum, and 30Kg is a 30Kg stock-wide minimum

Areas for additional closures: SQ (Status Quo) represents the current realization of Rec[02-08], MED is all Mediterranean, EA is all Atlantic East of the current boundary at 45° West, MED.EA is all Mediterranean and East Atlantic.

Months of closures: SQ (Status Quo) represents the current realization of Rec[02-08], J is June, JJ is June and July, MJJ is May June and July, JJAS is June July August and September

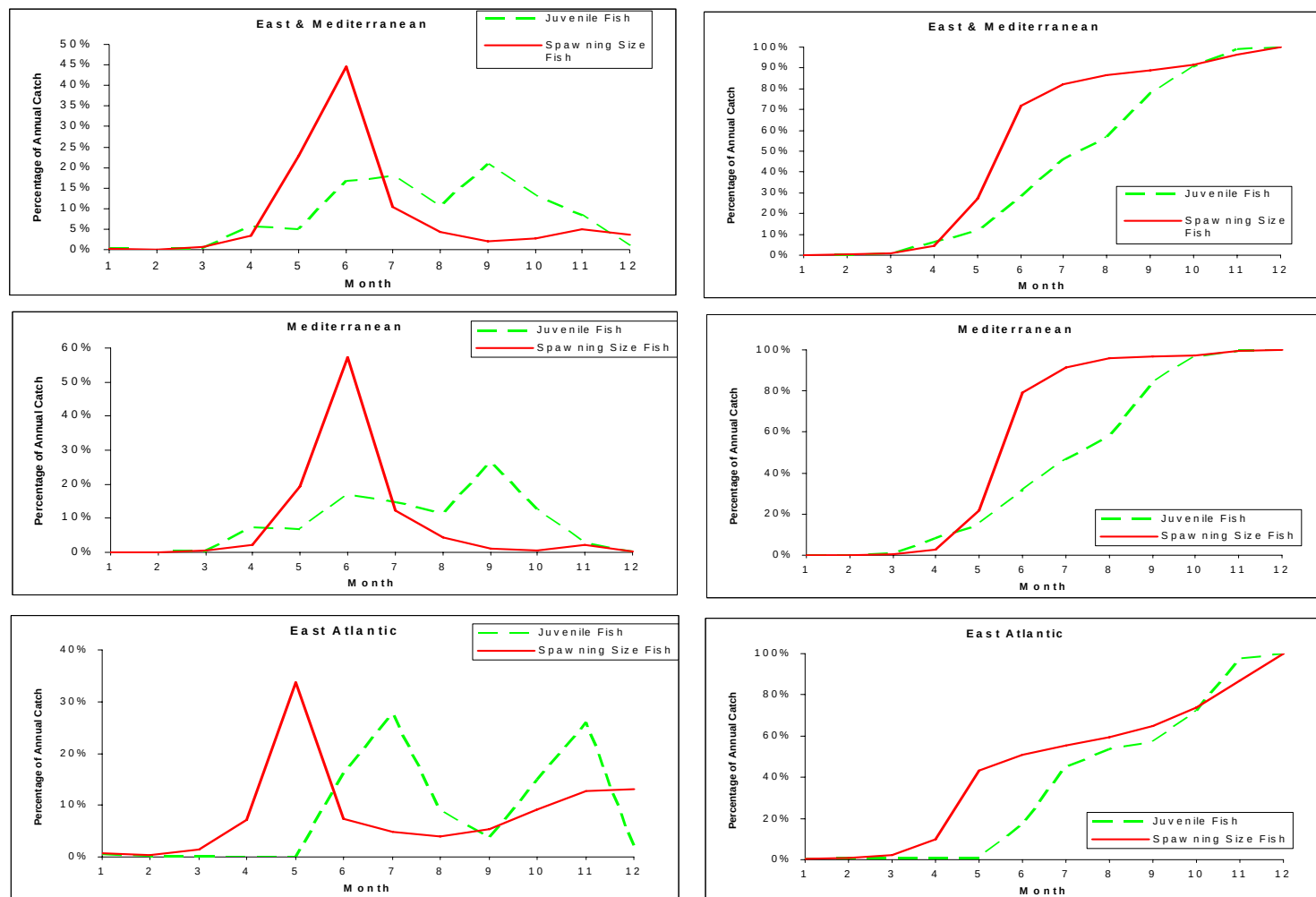
Gear: PS is Purse seiner and ALL is all types of gears targeting BFT

%SPR is the spawning potential ratio relative to a reference level, here Case 1 (Status Quo), Virgin biomass and SSB in year 1970

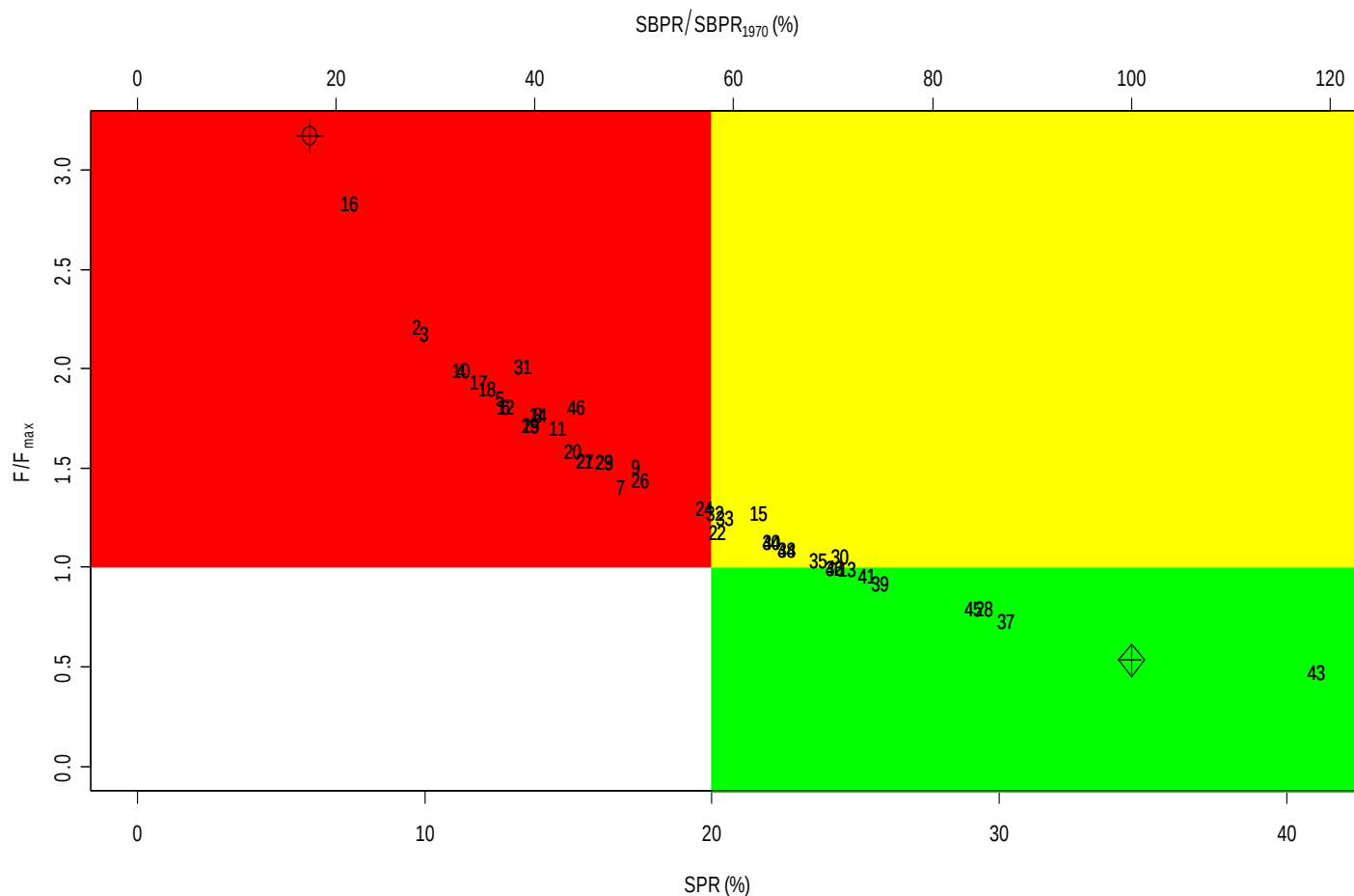
Annex Table 2. The modeled cases ranked by expected spawning biomass per recruit relative to virgin levels (%SPR) and change in effort needed to achieve F corresponding to long-term potential yields¹. Cases in the red zone (dark shading) (danger zone, substantial risk of severe decline and stock collapse) are those for which result in a %SPR level lower than the threshold of 20% and additional effort reductions would be required. The cases in the yellow zone (light shading) (caution zone, overfishing/overfished) are those which would, if perfectly implemented, result in %SPR levels at or above the threshold but would still require additional effort reductions to achieve MSY fishing levels. The cases in the green zone (medium shading) (safely sustainable) are those which, if perfectly implemented, would achieve spawning biomass at or above the threshold and fishing mortality rates at or somewhat below the MSY level. Also indicated are projected annual transitional yield expectations for the modeled cases assuming recruitment remains at recent levels and spawning biomass remains sufficient to permit catch levels indicated.

		Closure			Benchmarks		Further %Reduction in F needed to Reach							
case	Min Size	Area	Months	Gears	Fmax/F	%SPR	F _{max}							
1	SQ	SQ	SQ	SQ	0.32	6.0%	68%	notes: Case numbers are shown in the associated figure. Min Size modeled: SQ (status quo) represents the current realization of Rec[02-09], 10Kg is a stock-wide 10Kg minimum, 25Kg is a 25Kg stock-wide minimum, and 30Kg is a 30Kg stock-wide minimum Months modeled for additional closures: SQ is present time/area/gear closure as measured in 2003-2004, J is June, JJ is June and July, MJJ is May June and July, JJAS is June July August and September Gears modeled for closure: SQ present time/area/gear closure as measured in 2003-2004, PS is purse seine, ALL is all gears						
16	10kg	SQ	SQ	SQ	0.35	7.4%	65%							
2	SQ	MED	J	PS	0.45	9.7%	55%							
3	SQ	MED	J	ALL	0.46	10.0%	54%							
10	SQ	MED.EA	JJ	PS	0.50	11.2%	50%							
4	SQ	MED	JJ	PS	0.50	11.2%	50%							
17	10kg	MED	J	PS	0.52	11.8%	48%							
18	10kg	MED	J	ALL	0.52	12.2%	48%							
5	SQ	MED	JJ	ALL	0.54	12.6%	46%							
6	SQ	MED	MJJ	PS	0.55	12.8%	45%							
12	SQ	MED.EA	MJJ	PS	0.55	12.8%	45%							
31	25kg	SQ	SQ	SQ	0.49	13.4%	51%							
25	10kg	MED.EA	JJ	PS	0.58	13.7%	42%							
19	10kg	MED	JJ	PS	0.58	13.7%	42%							
8	SQ	MED	JJAS	PS	0.56	13.9%	44%							
14	SQ	MED.EA	JJAS	PS	0.56	13.9%	44%							
11	SQ	MED.EA	JJ	ALL	0.58	14.6%	42%							
20	10kg	MED	JJ	ALL	0.62	15.2%	38%							
46	30kg	SQ	SQ	SQ	0.55	15.3%	45%							
21	10kg	MED	MJJ	PS	0.65	15.6%	35%							
27	10kg	MED.EA	MJJ	PS	0.65	15.6%	35%							
23	10kg	MED	JJAS	PS	0.65	16.3%	35%							
29	10kg	MED.EA	JJAS	PS	0.65	16.3%	35%							
7	SQ	MED	MJJ	ALL	0.71	16.8%	29%							
9	SQ	MED	JJAS	ALL	0.66	17.3%	34%							
26	10kg	MED.EA	JJ	ALL	0.69	17.5%	31%							
24	10kg	MED	JJAS	ALL	0.76	19.7%	24%							
								Expected Catch (t) in Outyears Indicated under F Level Modeled					Long-term ¹	
								Projected year 1	Projected year 2	Projected year 3	Projected year 4	Projected year 5	Potential Yield	
32	25kg	MED	J	PS	0.78	20.1%	22%	13,927	16,500	19,432	21,957	24,479	48,892	
22	10kg	MED	MJJ	ALL	0.84	20.2%	16%	15,259	17,959	20,412	22,141	23,826	39,981	
33	25kg	MED	J	ALL	0.79	20.4%	21%	13,662	16,231	19,160	21,687	24,209	48,917	
15	SQ	MED.EA	JJAS	ALL	0.78	21.6%	22%	13,010	15,546	17,616	19,484	21,576	42,941	
34	25kg	MED	JJ	PS	0.88	22.1%	12%	12,588	15,089	17,857	20,322	22,951	48,867	
40	25kg	MED.EA	JJ	PS	0.88	22.1%	12%	12,588	15,089	17,857	20,322	22,951	48,867	
38	25kg	MED	JJAS	PS	0.91	22.6%	9%	12,211	14,594	17,309	19,821	22,514	49,230	
44	25kg	MED.EA	JJAS	PS	0.91	22.6%	9%	12,211	14,594	17,309	19,821	22,514	49,230	
35	25kg	MED	JJ	ALL	0.96	23.7%	4%	11,564	14,012	16,733	19,167	21,756	48,983	
42	25kg	MED.EA	MJJ	PS	0.99	24.2%	1%	11,302	13,757	16,492	18,981	21,548	48,787	
36	25kg	MED	MJJ	PS	0.99	24.2%	1%	11,302	13,757	16,492	18,981	21,548	48,787	
30	10kg	MED.EA	JJAS	ALL	0.94	24.4%	6%	11,484	14,176	16,735	18,759	20,951	46,194	
13	SQ	MED.EA	MJJ	ALL	1.00	24.7%	0%	13,885	15,773	17,132	18,424	19,785	33,671	
41	25kg	MED.EA	JJ	ALL	1.03	25.4%	-3%	10,531	12,858	15,386	17,704	20,321	49,363	
39	25kg	MED	JJAS	ALL	1.07	25.9%	-7%	10,273	12,532	15,132	17,558	20,144	49,536	
45	25kg	MED.EA	JJAS	ALL	1.24	29.1%	-24%	8,635	10,681	12,984	15,208	17,754	50,134	
28	10kg	MED.EA	MJJ	ALL	1.24	29.5%	-24%	11,724	14,184	16,338	17,805	19,300	37,968	
37	25kg	MED	MJJ	ALL	1.35	30.2%	-35%	8,991	11,254	13,785	16,076	18,400	47,934	
43	25kg	MED.EA	MJJ	ALL	2.04	41.0%	-104%	6,496	8,352	10,356	12,186	14,150	46,581	

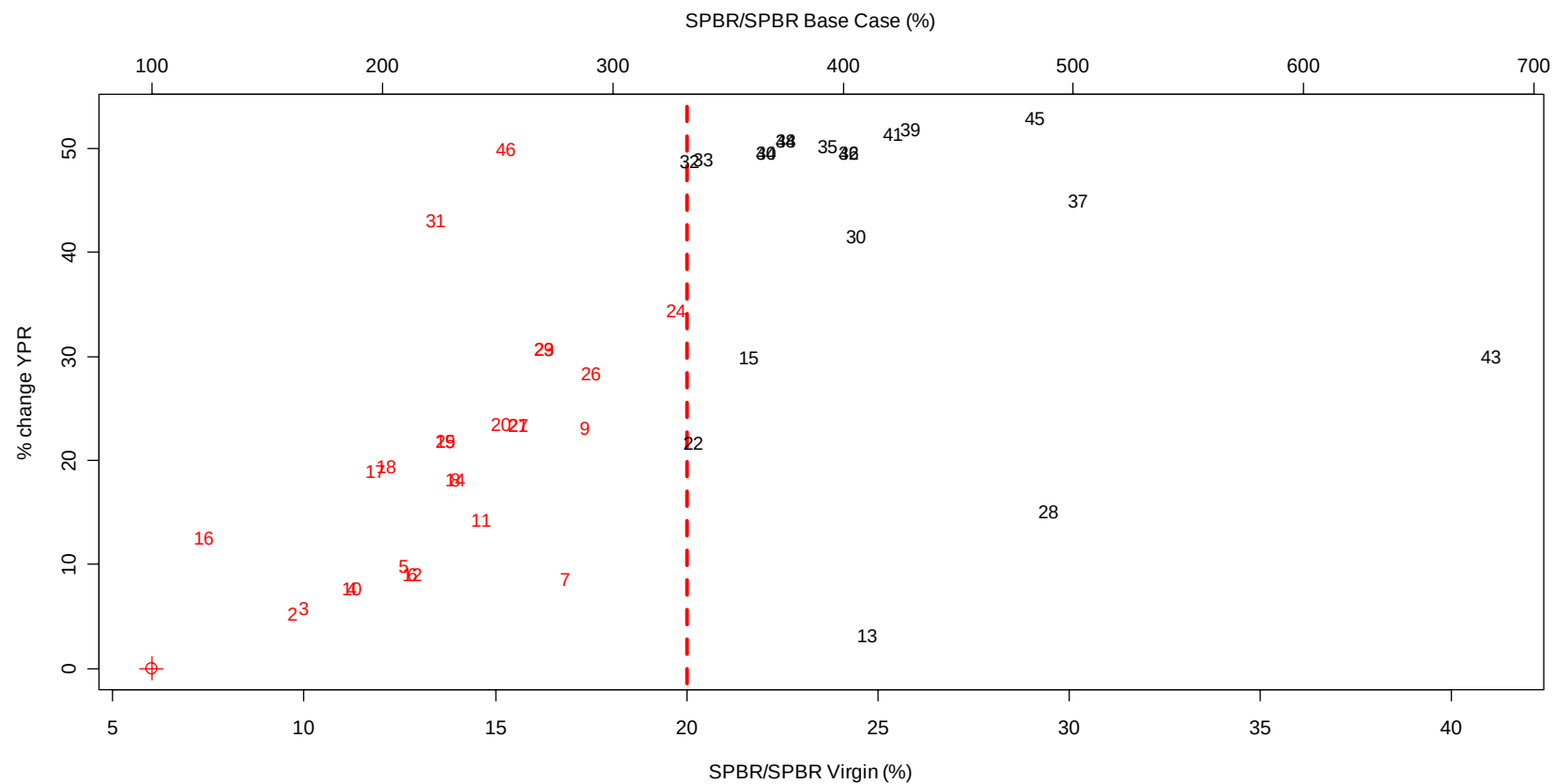
¹ Approximated as yield at F_{max} and conditional on 2003-2004 recruitment



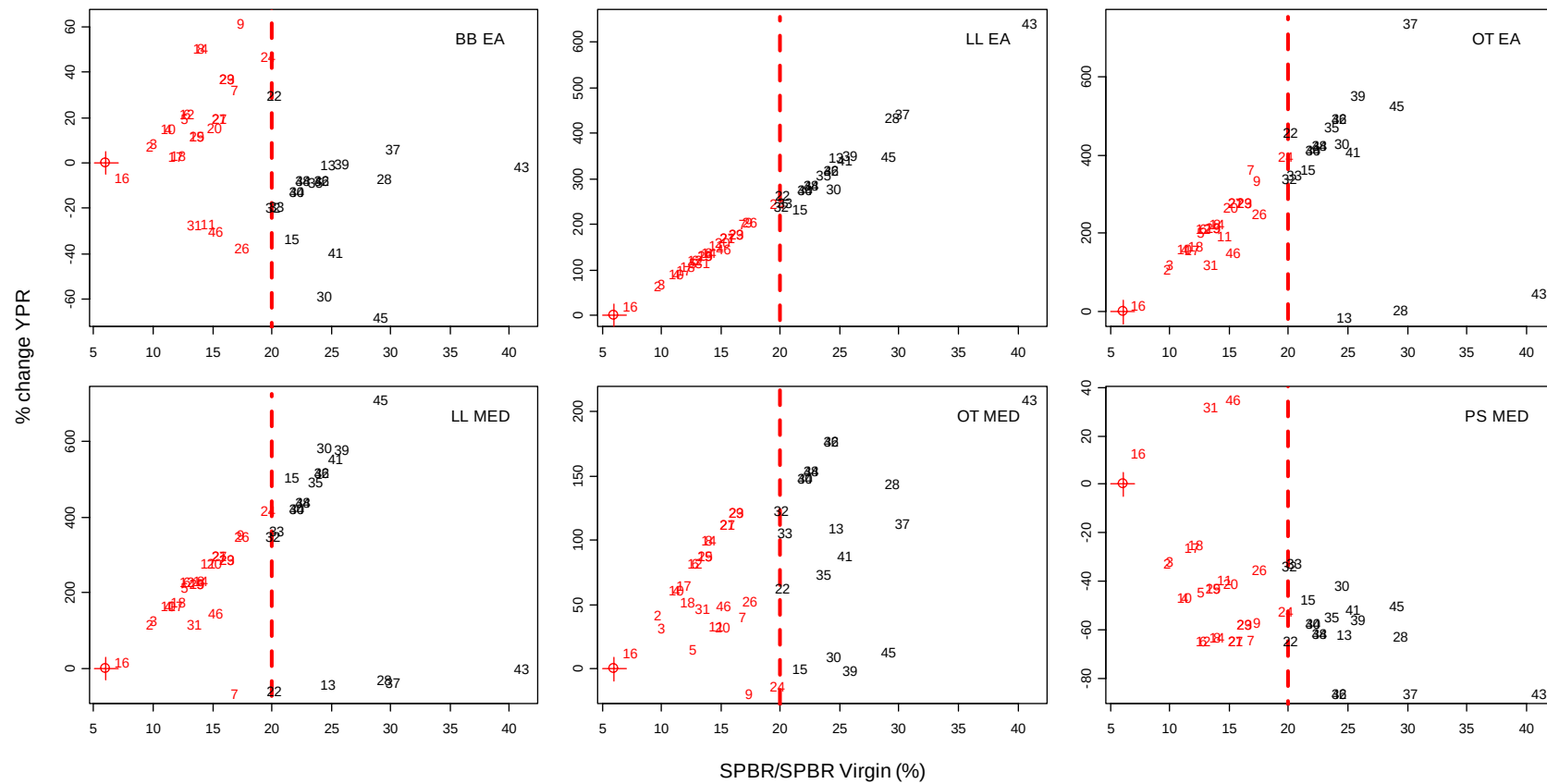
Annex Figure 1. Estimated temporal pattern in monthly catches of spawning size (>130 cm FL) and juvenile (< 130 cm FL) bluefin tuna in the east Atlantic and Mediterranean fisheries in combination (upper panels), the Mediterranean alone (center panels) and the east Atlantic alone (lower panels). Calculations are based on the 2003 and 2004 catches which are further been used for YPR analyses. Figures on the left represent monthly proportional catches by size category, when those on the right represent the cumulative proportional catches over the year.



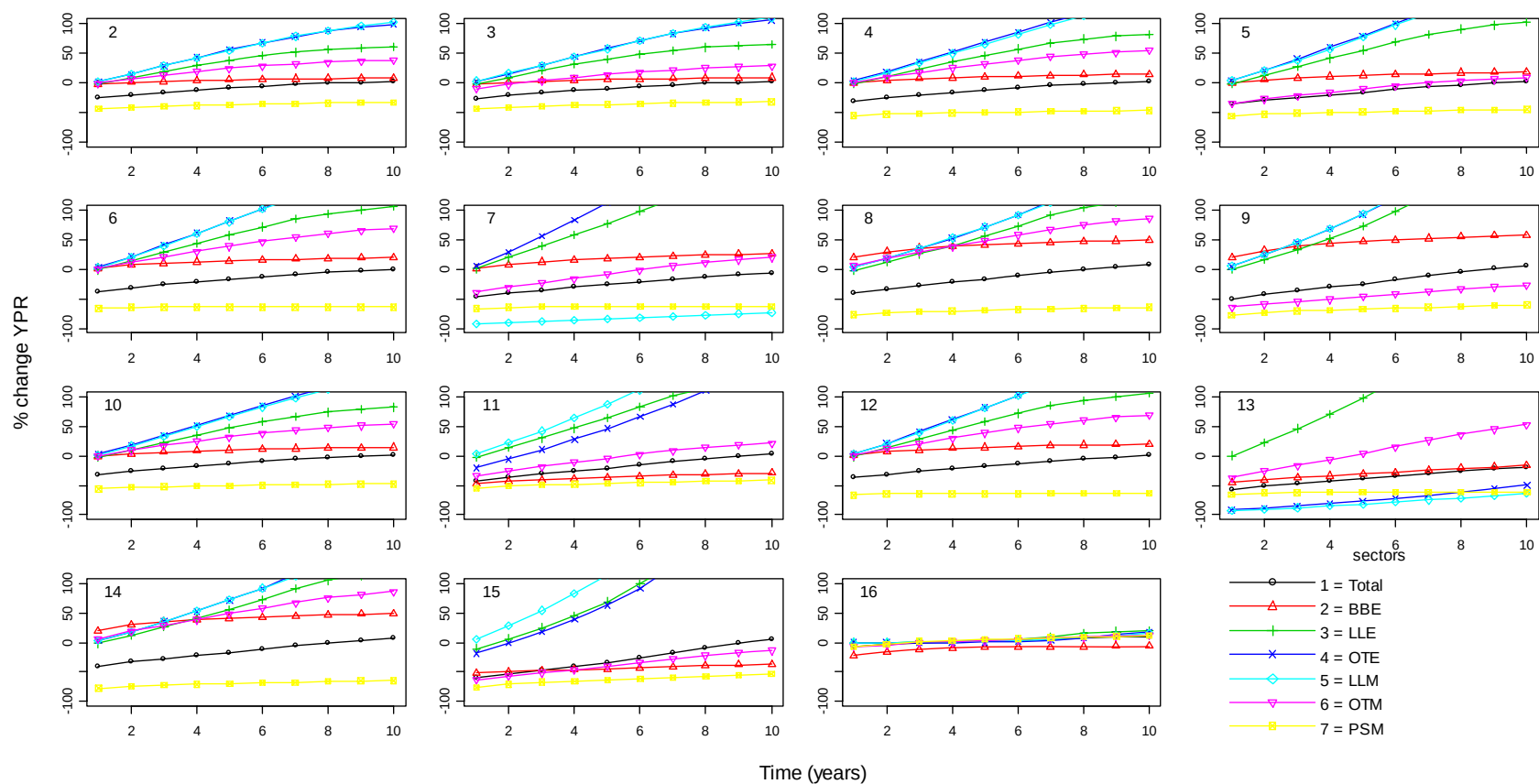
Annex Figure 2. Fishing mortality relative to $F_{\max}$, expected spawning biomass per recruit relative to virgin levels (%SPR, bottom x-axis) and spawning biomass per recruit relative to spawning biomass per recruit in 1970 (top x-axis, SBPR/SBPR₁₉₇₀) for each management scenarios described in Annex Table 2. Cross overlaid on circle represents the current management and cross overlaid on diamond represents stock status in 1970. Cases in the red zone (dark shading) (danger zone, substantial risk of severe decline) are those for which result in a spawning biomass per recruit relative to virgin spawning biomass per recruit lower than the threshold of 20% and additional effort reductions would be required. The cases in the yellow zone (light shading) (caution zone, overfishing/overfished) are those which would, if perfectly implemented, result in spawning biomass per recruit at or above the threshold but would still require additional effort reductions to achieve MSY fishing levels. The cases in the green zone (medium shading) (safely sustainable) are those which, if perfectly implemented, would achieve spawning biomass at or above the threshold and fishing mortality rates at or somewhat below the MSY level.



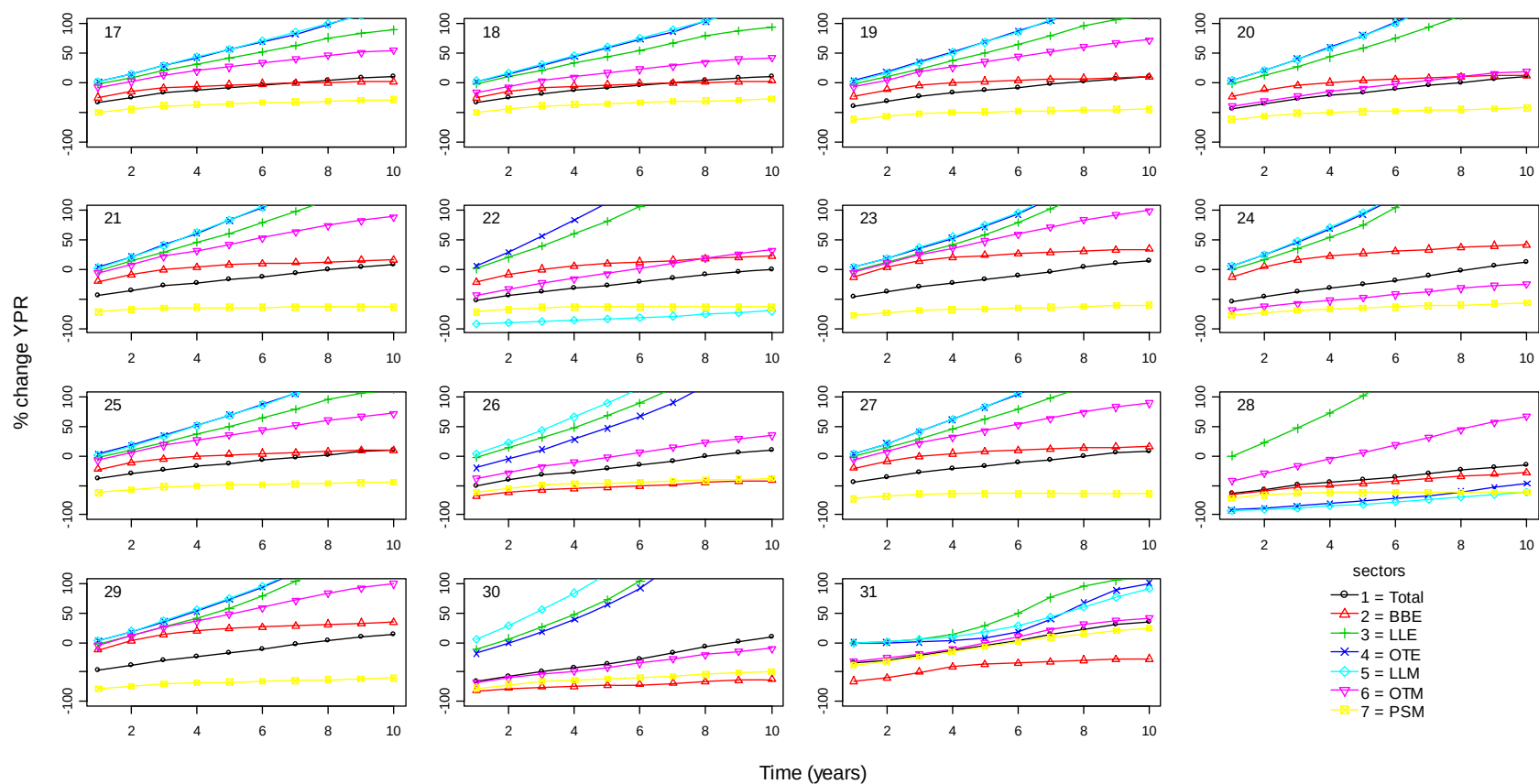
Annex Figure 3. Percent change in total yield-per-recruit from the current management, spawning biomass-per-recruit (SPBR) relative to SPBR under current management (base case) (top axis) relative to virgin SPBR (percentage) (bottom axis) for each of management scenario described in Annex Table 2. Red and black denote management scenarios that provide a SPBR less than or greater than 20% of the virgin SPBR, respectively.



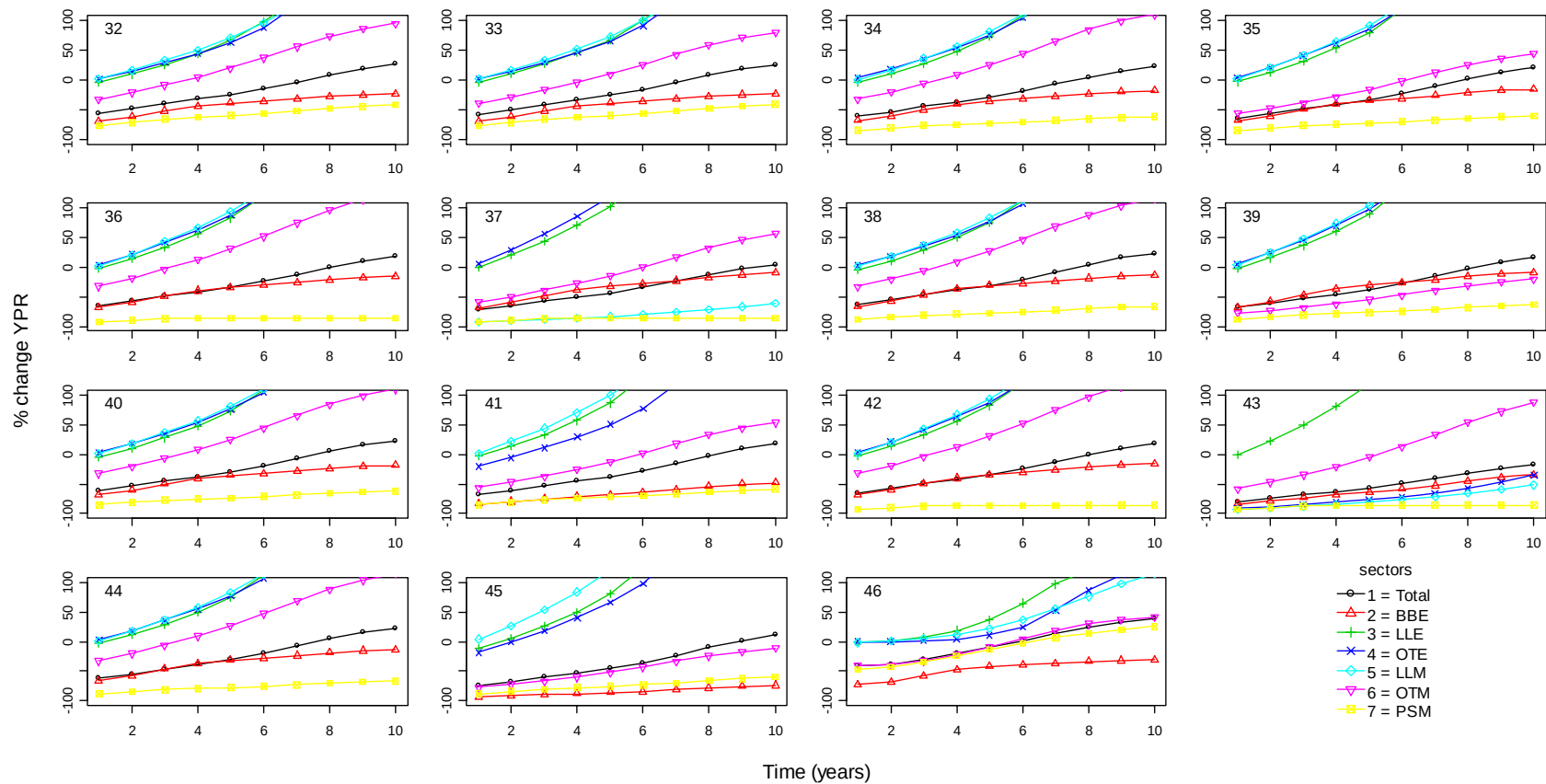
Annex Figure 4. Gear- and area-specific percent change in yield-per-recruit from the current management and spawning biomass-per-recruit (SPBR) relative to virgin SPBR (percentage) for each of management scenario described in Annex Table 2. Red and black denote management scenarios that provide a SPBR less than or greater than 20% of the virgin SPBR, respectively.



Annex Figure 5. Short-term gear- and area-specific yield-per-recruit relative to equilibrium yield per recruit under current management (percentage) for management scenarios 2 through 16 described in Annex Table 2.



Annex Figure 5 (cont'd). Short-term gear- and area-specific yield-per-recruit relative to equilibrium yield per recruit under current management (percentage) for management scenarios 17 through 31 described in Annex Table 2.



Annex Figure 5 (Cont'd). Short-term gear- and area-specific yield-per-recruit relative to equilibrium yield per recruit under current management (percentage) for management scenarios 32 through 46 described in Annex Table 2.

TABLEAUX

Tableau 1. Prises détaillées de la Tâche I (L : débarquements ; D : rejets ; en tonnes) de thon rouge (BFT) entre 1970 et 2004.

Tableau 2. Prise totale de thon rouge par année et engin dans l'Atlantique Est et en Méditerranée, d'après les données de la Tâche I.

Tableau 3. Production totale de la Tâche I déclarée et poids de la prise estimée du thon rouge exporté de la Méditerranée et de l'Atlantique Est.

Tableau 4. Partie supérieure: Estimations du nombre total de navires pêchant le thon rouge en Méditerranée durant les années les plus récentes (2004 et 2005) et estimations des prises par navire. Les calculs se basent sur la liste des navires de l'ICCAT et/ou les bases de données d'enquêtes nationales et sont exprimés en tonnes/année. Partie inférieure : Estimations de la prise totale annuelle (en tonnes) calculées d'après le nombre de navires et estimation de la prise/la catégorie des navires.

Tableau 5. Partie supérieure: Estimations de la prise totale annuelle de thon rouge en Méditerranée durant les années les plus récentes (2004 et 2005) exprimées par engin seulement. Partie inférieure: Même information exprimée en pourcentage.

Tableau 6. Thon rouge faisant l'objet d'engraissement importé sur les marchés japonais en 2004 et estimations du poids de prise utilisées dans l'estimation de la prise par âge faisant l'objet d'engraissement. Ces données doivent être considérées comme des estimations de la capture et pourraient différer des prises figurant dans la base de données de l'ICCAT.

Tableau 7. Prise par âge proportionnelle estimée pour les poissons faisant l'objet d'engraissement reçus sur les marchés japonais en 2004, comparée à la prise par âge estimée pour l'Atlantique Est et la Méditerranée en 2004.

Tableau 8. Indices de CPUE disponibles pour le stock de l'Est.

Tableau 9. Description des indices d'abondance disponibles pour l'évaluation du thon rouge de l'ouest de 2006. Il convient de noter que l'utilisation des modèles pour les divers passages de la VPA (continuité, base, délimitation étendue) est récapitulée ci-dessous.

Tableau 10. Indice d'abondance canadien du Golfe du Saint-Laurent, ajusté pour la proportion de poissons > 253 cm (âge 13+) dans la prise (à gauche). Une proportion constante a été postulée à partir de 1999 et les années antérieures, étant donné que des échantillons de tailles adéquats n'étaient pas disponibles pour cette période. Des ratios de capture partiels et des prises partielles sont utilisés pour les indices canadiens (à droite).

Tableau 11. Résultats de la VPA du Passage3 pour le stock de thon rouge de l'Est.

Tableau 12. Estimations de la mortalité totale moyenne pour le thon rouge en état de frai dans l'Atlantique Est et en Méditerranée d'après les analyses de classe d'âge et de la VPA (Passage3). Se reporter au texte pour des détails relatifs aux calculs.

Tableau 13. Résultats du passage de continuité pour l'évaluation de l'Atlantique ouest.

Tableau 14. Résultats du passage du cas de base pour l'évaluation de l'Atlantique ouest.

Tableau 15. Résultats du passage de la délimitation étendue pour l'évaluation de l'Atlantique ouest.

Tableau 16. Points de référence sélectionnés pour le cas de base de la VPA de l'Atlantique ouest en 2006.

Tableau 17. Répartition mensuelle des prises de thons rouges juvéniles (<130 cm FL) et de reproducteurs (>130 cm FL) dans l'Atlantique Est et en Méditerranée, estimée sur la base des données de haute résolution sur la senne, la canne et la palangre, disponibles de flottilles représentatives pour la période 2000-2004. Ces pourcentages se réfèrent aux données de la Tâche I officiellement déclarées et peuvent être utilisés afin d'estimer l'efficacité des fermetures des pêcheries de la région, en supposant aucune compensation de l'effort. La redistribution de l'effort de pêche pourrait réduire l'efficacité estimée par cette méthode.

Tableau 18. Couverture de prise et d'effort par rapport aux prises de la Tâche I déclarées pour le thon rouge de la Méditerranée.

Tableau 19. Résultats des analyses de production par recrue (valeurs absolues dans la partie supérieure et par rapport au pourcentage du statu quo dans la partie inférieure). SSB: biomasse du stock reproducteur par recrue (kg) ; YPR: production par recrue (kg); Fmultmax: multiplicateur F pour obtenir la production par recrue maximale ; SPR: % par rapport à la biomasse du stock reproducteur vierge.

Tableau 20. Résultats des analyses de production par recrue. SSB/R: biomasse du stock reproducteur par recrue en conditions d'équilibre (kg); SPR: ratio potentiel de reproduction ; YPR: production par recrue en conditions d'équilibre (kg); F.mult.max: multiplicateur F pour obtenir la production par recrue maximale ; BB: canne ; LL: palangre ; OT: autres engins ; PS: senne ; EA: Atlantique Est; MED: Méditerranée. La YPR (kg) spécifique aux engins est indiquée sous les différents codes engin-zone. Les SPR inférieures ou égales à 20% sont signalées en bleu (caractères gras).

Tableau 21. Effet de la répartition de l'effort en dehors de la zone de fermeture. p: proportion de la prise de la Méditerranée en juin-juillet que les senneurs pourraient pêcher en dehors de la Méditerranée pendant ces deux mois. Les valeurs indiquent le changement de pourcentage par rapport au statu quo.

TABLAS

Tabla 1. Capturas detalladas de la Tarea I (L: desembarques; D: descartes, todos en t) de atún rojo (BFT) entre 1970 y 2004.

Tabla 2. Captura total de atún rojo por año y arte en el Atlántico este y mar Mediterráneo, según los datos de la Tarea I.

Tabla 3. Producción total declarada de la Tarea I y pesos de captura estimados para el atún rojo exportado desde el Mediterráneo y el Atlántico este.

Tabla 4. *Arriba:* Estimaciones del número total de buques de pesca de atún rojo en el mar Mediterráneo durante los años más recientes (2004 y 2005), junto con las estimaciones de captura por buque. Los cálculos se basan en la lista de buques de ICCAT y/o en las bases de datos sobre encuestas nacionales y se expresan en toneladas/año. *Abajo:* Estimaciones de la captura anual total (en t) calculada a partir del número de buques y estimación de captura/categoría de buque.

Tabla 5. *Arriba:* Estimaciones de la captura total anual de atún rojo en el mar Mediterráneo durante los años más recientes (2004 y 2005), expresada sólo por artes. *Abajo:* La misma información expresada en porcentaje.

Tabla 6. Atún rojo procedente de granjas importado a los mercados japoneses en 2004 y estimaciones del peso de la captura utilizadas para estimar la captura por edad del atún rojo destinado a la cría. Estos datos deben considerarse estimaciones de captura y podrían ser diferentes de las capturas existentes en la base de datos de ICCAT.

Tabla 7. Captura por edad proporcional estimada para los ejemplares de granja recibidos en el mercado japonés en 2004 en comparación con la captura por edad estimada para el Atlántico este y Mediterráneo en 2004.

Tabla 8. Índices de CPUE disponibles para el stock oriental.

Tabla 9. Descripción de los índices de abundancia disponibles para la evaluación de atún rojo occidental de 2006. Cabe señalar que a continuación se resume la utilización de los modelos para los diferentes ensayos de VPA (continuidad, base, límite ampliado).

Tabla 10. Índice de abundancia del Golfo de San Lorenzo (Canadá), ajustado para la proporción de ejemplares > 253 cm (edad 13+) en la captura (izquierda). Se asumió una proporción constante para 1999 y años anteriores, ya que no se dispone de muestras de talla adecuadas para dicho periodo. Ratios de capturas parciales y capturas parciales utilizadas para los índices canadienses (derecha).

Tabla 11. Resultados del VPA del Ensayo 3 para el stock de atún rojo oriental.

Tabla 12. Estimaciones de mortalidad total media para el atún rojo reproductor en el Atlántico oriental y Mediterráneo a partir de análisis de clases anuales y de VPA (ensayo 3). Véase el texto para detalles sobre el cálculo.

Tabla 13. Resultados del ensayo de continuidad para la evaluación del Atlántico occidental.

Tabla 14. Resultados del ensayo de caso base para la evaluación del Atlántico occidental.

Tabla 15. Resultados del ensayo de límite ampliado para la evaluación del Atlántico occidental.

Tabla 16. Niveles de referencia seleccionados para el caso base del VPA del Atlántico occidental de 2006.

Tabla 17. Distribución mensual de las capturas de atún rojo juvenil (<130 cm FL) y de atún rojo con talla de reproductor (>130cm FL) en el Atlántico oriental y Mediterráneo, estimada basándose en los datos de alta resolución del palangre, cebo vivo y cerco disponibles para las flotas representativas y para el periodo 2000-2004. Estos porcentajes se refieren a los datos oficiales comunicados de la Tarea I, y pueden utilizarse para estimar la eficacia de las vedas a las pesquerías en la región, asumiendo que no se produzca una compensación del esfuerzo. La redistribución del esfuerzo pesquero podría reducir la eficacia estimada mediante este método.

Tabla 18. Cobertura de captura-esfuerzo en relación con las capturas comunicadas de la Tarea I para el atún rojo del Mediterráneo.

Tabla 19. Resultados del análisis de rendimiento por recluta (valores absolutos en el panel superior y relativos al porcentaje de status quo en el panel inferior). SSB: biomasa reproductora por recluta (kg); YPR: rendimiento por recluta (kg); Fmultmax: multiplicador de F para alcanzar el rendimiento máximo por recluta; SPR: % con respecto a la biomasa reproductora virgen.

Tabla 20. Resultados de los análisis de rendimiento por recluta. SSB/R: biomasa reproductora por recluta en equilibrio (kg); SPR: ratio potencial de desove; YPR: rendimiento por recluta en equilibrio (kg); Fmultmax: multiplicador de F para alcanzar el rendimiento máximo por recluta; F.mult.max: multiplicador de F para alcanzar el rendimiento máximo por recluta; BB: cebo vivo; LL: palangre; OT: otros artes; PS: cerco; EA: Atlántico este; Med: Mediterráneo. El YPR específico del arte (kg) se indica con diferentes códigos de arte-zona. El SPR que se sitúa en niveles iguales o inferiores al 20% se ha resaltado en azul (negrita).

Tabla 21. Efecto de la redistribución del esfuerzo fuera de la zona vedada. P: proporción de la captura Mediterránea de junio-julio que los cerqueros podrían ser capaces de capturar fuera del Mediterráneo en esos dos meses. Los valores indican el cambio de porcentaje con respecto al status quo.

FIGURES

Figure 1. Prises de thon rouge totales (en t) déclarées au Secrétariat de l'ICCAT pour l'Atlantique Est et la Méditerranée, combinées et représentées par engins principaux.

Figure 2. Niveaux d'échantillonnage et prise totale par type d'engin pour le thon rouge de l'Atlantique ouest. Les illustrations de gauche représentent le pourcentage de la prise par taille totale (en nombre de poissons) pour laquelle des échantillons de taille étaient disponibles dans la base de données de l'ICCAT. La couleur sombre (rouge) indique les fractions pour lesquelles les échantillons de taille n'étaient pas disponibles à l'ICCAT. Les illustrations de droite présentent le nombre total de poissons dans la prise par taille. Les illustrations du haut représentent les pêcheries palangrières, celles du bas les pêcheries de senneurs et celles du milieu les autres pêcheries.

Figure 3. Illustration supérieure : prises de thon rouge de l'Atlantique (en t, rejets y compris) par région. Illustration inférieure : prises de thon rouge de l'Atlantique ouest (en t, rejets y compris) par pavillon.

Figure 4. Prises de thon rouge totales (en t) déclarées au Secrétariat de l'ICCAT pour l'Atlantique Est et la Méditerranée (données de Tâche I).

Figure 5. Tendances des pêcheries en ce qui concerne les prises de thon rouge pour les principaux engins et au total pour l'Atlantique Est et la Méditerranée.

Figure 6. Sur la base des statistiques commerciales déclarées à l'ICCAT, la proportion estimée de la production déclarée de thon rouge de la Méditerranée et de l'Atlantique Est exportée outre-mer a augmenté depuis le début des années 1990. Actuellement, les estimations du poids de prise (ajustées en vue de la croissance prévue dans les établissements d'engraissement) exporté par les nations exportatrices sont équivalentes à la production déclarée par ces nations dans les statistiques de la Tâche I (illustration inférieure). En règle générale, les estimations du poids de prise de thon rouge exporté sont équivalentes à environ 75% de la production totale de thon rouge déclarée de la Tâche I pour l'Atlantique Est et la Méditerranée.

Figure 7. Productions totales de thon rouge déclarées à l'ICCAT pour la Méditerranée et l'Atlantique Est conjointement avec la "meilleure" estimation et estimations à la hausse et à la baisse, calculées par le Groupe (extrapolées par la prise de 2004 dans l'Atlantique Est). La flèche épaisse donne une indication approximative de la tendance la plus probable de la capture. Le quota pour la période 2002-2006 pour la Méditerranée et l'Atlantique Est a été établi à 32.000 t.

Figure 8. La tendance temporelle des prises, pour laquelle des échantillons de taille sont disponibles dans la base de données de l'ICCAT, est exprimée en pourcentage de la Tâche I annuelle de thon rouge. La figure donne une indication du pourcentage de capture pour lequel aucun échantillon de taille n'existe pour la Méditerranée et/ou l'Atlantique Est.

Figure 9. Pourcentage de la prise par taille totale (en nombre de poissons) pour laquelle des échantillons de taille sont disponibles pour une année et un engin donné (illustrations de gauche) pour la Méditerranée. La couleur sombre (rouge) indique les fractions pour lesquelles les échantillons de taille n'étaient pas disponibles à l'ICCAT. Les illustrations de droite montrent les estimations annuelles correspondantes de la prise par taille par engin en nombre de poissons.

Figure 10. Pourcentage de la prise par taille totale (en nombre de poissons) pour laquelle des échantillons de taille sont disponibles pour une année et un engin donné (illustrations de gauche) pour l'Atlantique Est. La couleur sombre (rouge) indique les fractions pour lesquelles les échantillons de taille n'étaient pas disponibles à l'ICCAT. Les illustrations de droite montrent les estimations annuelles correspondantes de la prise par taille par engin en nombre de poissons.

Figure 11. Fréquences de taille du thon rouge capturé par les flottilles de la Méditerranée en 2005 et mis à mort dans les établissements d'engraissement croates, chypriotes et espagnols.

Figure 12. Fréquences de taille du thon rouge capturé par la flottille de senneurs italiens en 2004 et 2005 et mis à mort dans les établissements d'engraissement. Tous les graphiques, à l'exception de celui en bas à gauche, concernent les poissons mis à mort dans les cages.

Figure 13. Distributions de la prise par taille d'échantillons regroupés des poissons faisant l'objet d'engraissement, disponibles aux fins d'analyse par le Groupe.

Figure 14. Distribution par âge estimée des échantillons de taille des poissons faisant l'objet d'engraissement (**Figures 11-13**), estimée à l'aide de l'algorithme de découpage par âge du SCRS appliqué aux fins de l'analyse du thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée. Les distributions par âge des échantillons croates ont été réduits d'une année afin de prendre en considération la période où les poissons demeurent dans les établissements d'engraissement.

Figure 15. Prise par âge proportionnelle estimée des poissons faisant l'objet d'engraissement reçus sur les marchés japonais en 2004, sur la base des échantillons de fréquences des âges des établissements d'engraissement, extrapolés par rapport aux estimations des poids de prise d'après les statistiques commerciales déclarées par l'Administration japonaise. Aux fins de comparaison, la distribution de prise par âge proportionnelle estimée de l'ensemble des pêcheries est également présentée.

Figure 16. Série de CPUE standardisée pour les petits poissons (âges 1 à 5+) de la pêcherie des canneurs du Golfe de Gascogne en utilisant deux approches différentes aux fins de la standardisation.

Figure 17. Comparaison des séries de CPUE standardisée pour les pêcheries palangrières et de madragues (âges 10+) dans l'Atlantique Est et la Méditerranée.

Figure 18. Séries de CPUE standardisée pour les principaux groupes d'âge capturés par la pêcherie des canneurs dans le Golfe de Gascogne.

Figure 19. Comparaison des séries de CPUE standardisée pour le thon rouge adulte dans l'Atlantique Est et la Méditerranée. Les schémas des madragues espagnoles et marocaines ainsi que de la palangre japonaises sont présentés.

Figure 20. Indices d'abondance pour les petites, les moyennes et les grandes classes de taille ainsi que pour le stock reproducteur pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest.

Figure 21. Comparaison des séries de la CPUE standardisée pour le thon rouge adulte dans l'Atlantique Ouest.

Figure 22. Séries temporelles de la prise pour les âges 1, (CAA1) et 2 (CAA2) pour le thon rouge de l'Est. CAA1* est une série alternative pour l'âge 1 développée tel que cela est expliqué dans le texte.

Figure 23. Zones définies par le groupe sur les échanges du thon rouge. La ligne en pointillé définit les limites des stocks actuelles.

Figure 24. Ajustements de la VPA aux indices disponibles de CPUE du Passage 3 pour le thon rouge de l'Est.

Figure 25. Résultats d'une analyse rétrospective à l'ajustement de la VPA à la CPUE du Passage 3 pour le thon rouge de l'Est. Chaque ligne représente la tendance estimée de SSB (en haut) ou de la mortalité par pêche (en bas) en utilisant des séries temporelles de données progressivement plus courtes.

Figure 26. Comparaison entre les estimations du recrutement et les valeurs d'entrée de la prise en nombres pour tous les âges combinés (du Passage 1), pour le thon rouge de l'Est.

Figure 27. Comparaison entre les estimations obtenues avec les trois passages de la VPA appliqués au thon rouge de l'Est. Les figures de la partie supérieure présentent la mortalité par âge moyenne pour les âges de 1 à 5, et 8 et au-delà. Les figures de la partie inférieure présentent les tendances du recrutement et de SSB.

Figure 28. Moyenne géométrique de la mortalité par pêche pour la période 2003-2004, obtenue avec trois passages de la VPA appliqués au thon rouge de l'Est.

Figure 29. Tendances estimées de la sélectivité obtenues à partir du Passage 1 de la VPA appliqué au thon rouge de l'Est. L'âge correspondant à chaque figure est affiché sur le côté inférieur droit de chaque illustration.

Figure 30. Tendances estimées de la sélectivité moyenne obtenues à partir du Passage 1 de la VPA appliqué au thon rouge de l'Est pour les petits poissons (âges 2-4) et les grands poissons (âges 8+).

Figure 31. Régressions des classes annuelles ajustées aux données palangrières japonaises pour l'Atlantique Est et la Méditerranée. L'axe des Y est proportionnel à $\ln(\text{CPUE}_{\text{âge}})$ et l'axe des X correspond à l'âge. Les années de chaque diagramme correspondent à la cohorte où est né le thon rouge. Les estimations des pentes sont proportionnelles à la mortalité totale.

Figure 32. Comparaison des résultats de la VPA du thon rouge de l'Atlantique ouest de l'évaluation de 2002, du passage de continuité de 2006 et du cas de base de 2006.

Figure 33. Estimations de la médiane de la production, de la biomasse des reproducteurs, de la mortalité par pêche et du recrutement pour le modèle de base de la VPA. Les intervalles de confiance de 80% sont indiqués avec des lignes en pointillé. Les biais de ces résultats n'ont pas été corrigés.

Figure 34. Comparaison des résultats de la VPA du thon rouge de l'Atlantique ouest obtenus dans le « passage de la délimitation étendue » et dans le cas de base.

Figure 35. Résultats des analyses rétrospectives pour le passage de la VPA du cas de base pour le thon rouge de l'Atlantique ouest.

Figure 36. Vecteur de la mortalité par pêche par âge pour le thon rouge de l'ouest en 2004 lorsque un processus d'analyse itérative des cohortes a été entrepris avec des valeurs postulées différentes (Finit) de 0.05, 0.10 ou 0.40. (les lignes ne se distinguent pas les unes des autres).

Figure 37. Tendances temporelles de la mortalité par pêche aux âges 1 à 12 du calcul de l'analyse itérative des cohortes pour la prise par âge du thon rouge de l'Atlantique ouest (carrés) et avec l'inclusion de la prise par âge de la palangre japonaise dans les Zones 3 et 4 (losanges).

Figure 38. Tendances temporelles de la mortalité par pêche aux âges 1 à 12 du calcul de l'analyse itérative des cohortes pour la prise par âge du thon rouge de l'Atlantique ouest (carrés) et avec l'inclusion de la prise par âge de la palangre japonaise dans la Zone 3 (losanges).

Figure 39. Projections de la médiane de la biomasse du stock reproducteur (SSB) pour l'évaluation de base dans le cadre de diverses projections de prise constante et de mortalité par pêche, exprimé en terme absolu, par rapport aux niveaux de 1975 et par rapport à SSB_{PME} .

Figure 40. Taille et poids observés de spécimens capturés dans la pêcherie du Golfe du Saint Laurent, au Canada, en 2005, présentés par rapport à l'équation taille-poids de Parrack et Phares (1979).

Figure 41. Projection de la biomasse de reproducteurs pour le passage du cas de base (TAC=2.700 t) et avec la fermeture proposée (TAC effectif = 2.240 t).

Figure 42. Projection de la biomasse de reproducteurs pour cinq scénarios: maintien du TAC annuel, maintien de la mortalité par pêche à la moyenne de 2001-2003, et élimination de la mortalité par pêche pour les poissons de 10+ et 8+.

Figure 43. Projection de la biomasse immature pour cinq scénarios: maintien du TAC annuel, maintien de la mortalité par pêche à la moyenne de 2001-2003, et élimination de la mortalité par pêche pour les poissons de 10+ et 8+.

Figure 44. Projection de la prise annuelle pour cinq scénarios: maintien du TAC annuel, maintien de la mortalité par pêche à la moyenne de 2001-2003, et élimination de la mortalité par pêche pour les poissons de 10+ et 8+.

Figure 45. Projection de la mortalité par pêche pour le thon rouge d'âge 7 pour cinq scénarios: maintien du TAC annuel, maintien de la mortalité par pêche à la moyenne de 2001-2003, et élimination de la mortalité par pêche pour les poissons de 10+ et 8+.

Figure 46. Schéma temporel estimé dans les prises mensuelles de thon rouge de taille de reproducteur (>130 cm FL) et de juvénile (< 130 cm FL) dans les pêcheries de l'Atlantique Est et de la Méditerranée combinées (illustrations supérieures), de la Méditerranée (illustrations centrales) et de l'Atlantique Est (illustrations inférieures). Les figures à gauche représentent les prises proportionnelles mensuelles par catégorie de taille exprimées par rapport au total de l'Atlantique Est et de la Méditerranée, combinés. Les figures à droite représentent les prises proportionnelles cumulatives dans l'année, exprimées par rapport aux prises totales de l'Atlantique Est et de la Méditerranée par catégorie de taille.

Figure 47. Couverture de prise et d'effort par rapport aux prises déclarées de la Tâche I pour le thon rouge de la Méditerranée.

Figure 48. Vecteurs de la mortalité par pêche utilisés pour les analyses de sensibilité de la production par recrue en conditions d'équilibre, réalisées pour le stock de l'Atlantique Est et de la Méditerranée.

Figure 49. Effets transitoires des cas de mesures de gestion alternatives pour les différents types d'engins du **Tableau 19**, à l'aide du schéma de mortalité par pêche de 1990-1994.

Figure 50. Effets transitoires des cas de mesures de gestion alternatives pour les différents types d'engins du **Tableau 19**, à l'aide du schéma de mortalité par pêche de 2003-2004.

Figure 51. Effets transitoires des cas de mesures de gestion alternatives pour les différents types d'engins du **Tableau 19**, à l'aide du schéma de mortalité par pêche de 2003-2004 avec des sous-déclarations.

Figure 52. Changement du pourcentage de la production par recrue en conditions d'équilibre comme fonction du ratio potentiel de reproduction. Se reporter au **Tableau 20** pour une description des scénarios. La ligne verticale marque le niveau de SPR de 20%.

Figure 53. Changement du pourcentage de la production par recrue spécifique aux engins comme fonction du ratio potentiel de reproduction. Se reporter au **Tableau 20** pour une description des scénarios.

Figure 54. Effets à court terme de la production par recrue spécifique aux pêcheries pour les Scénarios 2-9. Les changements sont représentés en tant que changement du pourcentage par rapport au statu quo. Se reporter au **Tableau 20** pour une description des scénarios.

Figure 54 (suite). Effets à court terme de la production par recrue spécifique aux pêcheries pour les Scénarios 18-25. Les changements sont représentés en tant que changement du pourcentage par rapport au statu quo. Se reporter au **Tableau 20** pour une description des scénarios.

Figure 54. Effets à court terme de la production par recrue spécifique aux pêcheries pour les Scénarios 26-32. Les changements sont représentés en tant que changement du pourcentage par rapport au statu quo. Se reporter au **Tableau 20** pour une description des scénarios.

Figure 55. Effet des différentes valeurs de la tolérance sur la production par recrue (YPR) et la biomasse des reproducteurs par recrue (SPR), dans le cadre de différentes réglementations de taille minimale. Chaque ligne correspond à une réglementation de taille minimale (10 kg à 50 kg, par intervalles de 5 kg, du bas jusqu'en haut).

Figure 56. Production par recrue à court terme pour différentes possibilités de ré-allocation de l'effort dans le cadre d'une fermeture de la pêche à la senne en Méditerranée en juin-juillet. Se reporter au **Tableau 21** pour une description des scénarios.

FIGURAS

Figura 1. Capturas totales de atún rojo (en t) comunicadas a la Secretaría de ICCAT para el Atlántico este y Mediterráneo combinadas y por artes principales.

Figura 2. Niveles de muestreo y captura total por tipo de arte para el atún rojo del Atlántico oeste. Los paneles de la izquierda representan el porcentaje de la captura por talla total (en número de peces) para el que se dispuso de muestras de talla en la base de datos de ICCAT. La zona oscura (rojo) indica las fracciones para las que ICCAT no dispuso de muestras de talla. Los paneles de la derecha muestran el número total de ejemplares en la captura por talla. Los paneles superiores se refieren a las pesquerías de palangre, los inferiores al cerco y los de en medio a otros artes.

Figura 3. *Arriba:* capturas de atún rojo en el Atlántico (en t, incluidos los descartes) por región. *Abajo:* capturas de atún rojo del Atlántico occidental (en t, incluidos los descartes) por bandera.

Figura 4. Capturas totales de atún rojo (en t) comunicadas a la Secretaría de ICCAT para el Atlántico este y mar Mediterráneo (es decir, datos de Tarea I).

Figura 5. Tendencias de la pesquería en las capturas de atún rojo para los artes principales y en total para el Atlántico este y Mediterráneo.

Figura 6. Basándose en las estadísticas comerciales comunicadas a ICCAT, la proporción estimada de producción comunicada de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo exportada al extranjero se ha incrementado desde comienzos de los noventa. En la actualidad, las estimaciones de pesos de captura (ajustados para el crecimiento previsto en las granjas) exportadas por naciones exportadoras es igual a la producción comunicada por dichas naciones en las estadísticas de la Tarea I (panel inferior). En general, los pesos estimados de la captura de atún rojo exportado son iguales a aproximadamente el 75% de la producción total comunicada de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo, según los datos de la Tarea I.

Figura 7. La producción total de atún rojo comunicada a ICCAT para el mar Mediterráneo y el Atlántico este junto con la "mejor" estimación y las estimaciones superior e inferior calculadas por el Grupo (extrapoladas mediante la captura de 2004 del Atlántico este). La flecha gruesa proporciona una indicación aproximada de la tendencia más probable en la captura. La cuota para el periodo 2002-2006 para el Atlántico este y Mediterráneo se estableció en 32.000 t.

Figura 8. La tendencia temporal de las capturas, para las que se dispone de muestras de talla en las bases de datos de ICCAT, se expresan en porcentaje de datos anuales de Tarea I para el atún rojo. La figura proporciona una indicación del porcentaje de captura para la que no existen muestras de talla en lo que se refiere al Atlántico oriental y/o Mediterráneo.

Figura 9. Porcentaje de la captura por talla total (en número de ejemplares) para la que se dispone de algunas muestras de talla para un arte y año determinado (paneles de la izquierda) para el mar Mediterráneo. La parte oscura (roja) indica las fracciones en las cuales no hay muestras de talla disponibles en ICCAT. Los paneles de la derecha muestran las estimaciones anuales correspondientes de captura por talla y por arte en número de ejemplares.

Figura 10. Porcentaje de la captura por talla total (en número de ejemplares) para la que se dispone de algunas muestras de talla para un arte y año determinado (paneles de la izquierda) para el Atlántico este. La parte oscura (roja) indica las fracciones en las cuales no hay muestras de talla disponibles en ICCAT. Los paneles de la derecha muestran las estimaciones anuales correspondientes de captura por talla por arte en número de ejemplares.

Figura 11. Frecuencias de talla de atún rojo capturado por las flotas del Mediterráneo en 2005 y sacrificado en granjas croatas, chipriotas y españolas.

Figura 12. Frecuencias de talla de atún rojo capturado por la flota de cerco italiana en 2004 y 2005 y sacrificado en granjas. Todos los gráficos, excepto el inferior de la izquierda, se refieren a ejemplares sacrificados en jaulas.

Figura 13. Distribuciones de captura por edad de muestras agrupadas de ejemplares de cría para el análisis del Grupo.

Figura 14. Distribución por edad estimada de muestras de talla de ejemplares de cría (**Figuras 11-13**) estimada utilizando el algoritmo de determinación de la edad del SCRS aplicado para el análisis del atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo. Las distribuciones de edad para las muestras de Croacia se redujeron un año para tener en cuenta el lapso de tiempo que pasan los peces en las granjas.

Figura 15. Estimación de la captura por edad proporcional de los peces de cría que entraron en los mercados japoneses en 2004, sobre la base de las muestras de frecuencias de edad de las granjas extrapoladas a las estimaciones de pesos de las capturas de las estadísticas comerciales comunicadas por la Administración japonesa. A efectos comparativos, también se muestra la estimación de la distribución de captura por edad proporcional para la pesquería en general.

Figura 16. Series de CPUE estandarizadas para peces pequeños (edades 1 a 5+) de la pesquería de cebo vivo del Golfo de Vizcaya utilizando dos enfoques diferentes para la estandarización.

Figura 17. Comparación de las series de CPUE estandarizadas de las pesquerías de palangre y almadraba (edades 10+) en el Atlántico oriental y Mediterráneo.

Figura 18. Series de CPUE estandarizadas para los principales grupos de edad capturados en la pesquería de cebo vivo en el Golfo de Vizcaya.

Figura 19. Comparación de las series de CPUE estandarizadas para el atún rojo adulto en el Atlántico oriental y Mediterráneo. Se muestran los esquemas de las pesquerías de almadraba española y marroquí y del palangre japonesa.

Figura 20. Índices de abundancia para clases de talla grandes, medianas y pequeñas y para el stock reproductor de atún rojo del Atlántico occidental.

Figura 21. Comparación de las series de CPUE estandarizadas para el atún rojo adulto en el Atlántico este.

Figura 22. Series temporales de captura para las edades 1 (CAA1) y 2 (CAA2) para el atún rojo del Atlántico occidental. CAA1* es una serie alternativa para la edad 1 desarrollada tal y como se explica en el texto.

Figura 23. Zonas definidas por el grupo de mezcla de atún rojo. La línea de puntos define los límites actuales del stock.

Figura 24. Ajustes de VPA a los índices de CPUE de atún rojo oriental disponibles en el Ensayo 3.

Figura 25. Resultados de un análisis retrospectivo del ajuste del VPA a la CPUE del atún rojo oriental en el Ensayo 3. Cada línea representa la tendencia estimada de la SSB (arriba) o de la mortalidad por pesca (abajo) utilizando series temporales de datos progresivamente más cortas.

Figura 26. Comparación entre las estimaciones de reclutamiento y los valores de entrada de la captura en número para todas las edades combinadas (a partir del ensayo 1) para el atún rojo oriental.

Figura 27. Comparación entre las estimaciones obtenidas con los tres ensayos VPA aplicados al atún rojo oriental. Las figuras superiores muestran la mortalidad por pesca media para las edades 1 a 5 y 8 y superiores. Las figuras inferiores muestran las tendencias en el reclutamiento y en la SSB.

Figura 28. Media geométrica de la mortalidad por pesca para el periodo 2003-2004 obtenida con tres ensayos VPA aplicados al atún rojo oriental.

Figura 29. Tendencias estimadas en la selectividad obtenidas a partir del VPA del ensayo 1 aplicado al atún rojo oriental. La edad correspondiente a cada figura se muestra en la esquina inferior derecha de cada panel.

Figura 30. Tendencias estimadas en la selectividad media obtenida a partir del VPA del ensayo 1 aplicada a ejemplares pequeños (edades 2-3) y grandes (edades 8+) de atún rojo oriental.

Figura 31. Regresiones de clases anuales ajustadas a los datos del palangre japonés para el Atlántico oriental y Mediterráneo. El eje Y es proporcional a $1n$ (CPUEedad) y el eje X corresponde a la edad. Los años en cada diagrama se corresponden con la cohorte en que nació el atún rojo. Las estimaciones de las pendientes son proporcionales a la mortalidad total.

Figura 32. Comparación de los resultados del VPA para el atún rojo del Atlántico occidental de la evaluación de 2002, el ensayo de continuidad de 2006 y el caso base de 2006.

Figura 33. Estimaciones de la mediana del rendimiento, biomasa reproductora, mortalidad por pesca y reclutamiento para el VPA de base. El intervalo de confianza del 80% se indica con línea punteadas. En estos resultados no se ha corregido el sesgo.

Figura 34 Comparación de los resultados del VPA para el atún rojo del Atlántico occidental obtenidos en el ensayo de límite ampliado y en el caso base.

Figura 35. Resultados del análisis retrospectivo del ensayo VPA del caso base para el atún rojo del Atlántico occidental.

Figura 36. Vector de mortalidad por pesca y por edad para el atún rojo occidental en 2004, cuando se inició un proceso de análisis iterativo de cohortes asumiendo valores diferentes (Finit) de 0,05; 0,10 o 0,40 (no se distinguen unas líneas de otras)

Figura 37. Tendencias temporales en la mortalidad por pesca en edades 1 a 12 a partir del cálculo del análisis iterativo de cohortes para la captura por edad del atún rojo del Atlántico occidental (cuadrados) y cuando se añade también la captura por edad del palangre japonés en las áreas 3 y 4 (diamantes).

Figura 38. Tendencias temporales en la mortalidad por pesca en edades 1 a 12 a partir del cálculo del análisis iterativo de cohortes para la captura por edad del atún rojo del Atlántico occidental (cuadrados) y cuando se añade también la captura por edad del palangre japonés en el área 3 (diamantes).

Figura 39. Proyecciones de la mediana de la biomasa del stock reproductor (SSB) para la evaluación de base con varias proyecciones captura constante y de F, expresada en términos absolutos y relativa a los niveles de 1975 y relativa a la SSB_{RMS}

Figura 40. Talla y peso observado de ejemplares individuales capturados en la pesquería canadiense del Golfo de San Lorenzo en 2005, mostrados en relación con la ecuación talla-eso de Parrack and Phares (1979).

Figura 41. Proyección de la biomasa reproductora para el ensaño de caso base (TAC=2.700 t) y con la veda propuesta (TAC efectivo = 2.240 t)

Figura 42. Proyección de la biomasa reproductora para cinco escenarios: considerando el mantenimiento del TAC anual y el mantenimiento de la mortalidad por pesca en el promedio de 2001-2003, y eliminando la mortalidad por pesca en ejemplares de 10+ y en ejemplares de 8+.

Figura 43. Proyección de biomasa inmadura para cinco escenarios: considerando el mantenimiento del TAC anual y el mantenimiento de la mortalidad por pesca en el promedio de 2001-2003, y eliminando la mortalidad por pesca en ejemplares de 10+ y en ejemplares de 8+.

Figura 44. Proyección de la captura anual para cinco escenarios: considerando el mantenimiento del TAC anual y el mantenimiento de la mortalidad por pesca en el promedio de 2001-2003, y eliminando la mortalidad por pesca en ejemplares de 10+ y en ejemplares de 8+.

Figura 45. Proyección de la mortalidad por pesca en el atún rojo de edad 7 para cinco escenarios: considerando el mantenimiento del TAC anual y el mantenimiento de la mortalidad por pesca en el promedio de 2001-2003, y eliminando la mortalidad por pesca en ejemplares de 10+ y en ejemplares de 8+.

Figura 46. Patrón temporal estimado en las capturas mensuales de ejemplares de atún rojo con talla de reproductor (>130 cm FL) y juvenil (< 130 cm FL) en las pesquerías del Atlántico este y Mediterráneo, en combinación (gráficos superiores), en el Mediterráneo (gráficos centrales) y en el Atlántico oriental (gráficos inferiores). Las figuras de la izquierda representan las capturas mensuales proporcionales por categoría de talla relativas al total para el Atlántico este y Mediterráneo combinados. Las Figuras de la derecha representan las capturas proporcionales acumuladas del año relativas al total de las capturas del Atlántico este y Mediterráneo por categorías de talla.

Figura 47. Cobertura de captura-esfuerzo relativa a las capturas comunicadas de la Tarea I para el atún rojo del Mediterráneo.

Figura 48. Vectores de mortalidad por pesca utilizados para los análisis de sensibilidad del rendimiento en equilibrio por recluta realizados para el stock del Atlántico este y Mediterráneo.

Figura 49. Efectos de transición para los diferentes tipos de arte de los casos de medidas de ordenación alternativas de la **Tabla 19**, utilizando el patrón de mortalidad por pesca de 1990-1994.

Figura 50. . Efectos de transición para los diferentes tipos de arte de los casos de medidas de ordenación alternativas de la **Tabla 19**, utilizando el patrón de mortalidad por pesca de 2003-2004.

Figura 51. Efectos de transición para los diferentes tipos de arte de los casos de medidas de ordenación alternativas de la **Tabla 19**, utilizando el patrón de mortalidad por pesca de 2003-2004 con infradeclaración.

Figura 52. Cambio en el porcentaje del rendimiento por recluta en equilibrio como una función de la ratio potencial de desove. Véase la **Tabla 20** para la descripción de escenarios. La línea vertical marca el nivel del 20% de SPR.

Figura 53. Cambio en el porcentaje del rendimiento por recluta específico de los distintos artes como una función de la ratio potencial de desove. Véase la **Tabla 20** para la descripción de escenarios.

Figura 54. Efectos a corto plazo del rendimiento por recluta específico de las distintas pesquerías para los escenarios 2-9. Los cambios se representan como cambio en el porcentaje con respecto al status quo. Véase la **Tabla 20** para la descripción de los escenarios.

Figura 54 (cont.). Efectos a corto plazo del rendimiento por recluta específico de las distintas pesquerías para los escenarios 10-17. Los cambios se representan como cambio en el porcentaje con respecto al status quo. Véase la **Tabla 20** para la descripción de los escenarios

Figura 54 (cont.). Efectos a corto plazo del rendimiento por recluta específico de las distintas pesquerías para los escenarios 18-25. Los cambios se representan como cambio en el porcentaje con respecto al status quo. Véase la **Tabla 20** para la descripción de los escenarios

Figura 54 (cont.). Efectos a corto plazo del rendimiento por recluta específico de las distintas pesquerías para los escenarios 26-32. Los cambios se representan como cambio en el porcentaje con respecto al status quo. Véase la **Tabla 20** para la descripción de los escenarios

Figura 55. Efecto de los diferentes valores de tolerancia en el rendimiento por recluta (YPR) y en la biomasa reproductora por recluta (SPR) bajo diferentes supuestos de regulaciones de talla mínima. Cada línea se corresponde con una regulación de talla mínima (10 kg a 50 kg, en intervalos de 5 kg, de abajo a arriba).

Figura 56. Rendimiento por recluta a corto plazo para diferentes posibilidades de redistribución del esfuerzo con una veda para el cerco en el Mediterráneo en junio-julio. Véase la **Tabla 21** para la descripción de los escenarios.

APPENDICES

- Appendice 1** Ordre du jour
- Appendice 2** Plan de travail pour le thon rouge : Année 2006
- Appendice 3** Liste des participants
- Appendice 4** Liste des documents

APÉNDICES

- Apéndice 1.** Orden del día
- Apéndice 2.** Plan de trabajo para el atún rojo – año 2006
- Apéndice 3.** Lista de participantes
- Apéndice 4.** Lista de documentos

Stock	L/D	Flag	Fleet	Area	Gear	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004			
AE+M	L	Algerie	DZA	MEDI	BLL GILL HAND LL PS TL TRAP UNCL	100	100	1		33	66	49	40	20	150	190	220	250	252	254	260	566	420	677	820	782	800	1104	1097	1560	156	156	157	175	179	200	158	214	312	287	186		
																		10	1															180	208	159	163	129	167				
																																		900	1056	778	917	922	753				
																																	93	174	88			5					
																																	399	367	290	366	41	5					
		Cape Verde	CPV	AZOR	BBF																												175	179	101	145	145	1586	58				
		China, P.R.	CHN	EAST MEDI NE	LL LL LL																							97	137	93	49					68	39	19	41				
		Chinese Taipei	TAI	EAST MEDI NE	LLFB LL LLFB LLFB	46	12	2	1	12	5	3	2		3	5	6	16	2									6	20	8	61	226	350	222			80						
																												328	709	494	411	278	106	27			169	329	508	445	51		
		Combined NEI	NEI002 NEI COMB	MEDI PS	PS																					19	49	49									144	304	158				
		Croatia	HRV	MEDI	HAND LL PS SPOR																								773	211		101	1030	1995	109	571	508	610	709				
																																	6	1	39			9	1				
		EC.Cyprus	EC.CYP	MEDI	HAND LL PS											10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	21	31			930	890	975	1137	827			
																																	11	16	10			4	1				
		EC.Denmark	EC.DNK	NE	UNCL	1		2	1		3	1	2	1		3	0		1	2	1	0				0	0		37		0	0		1					61	85	91	79	11
		EC.España	EC.ESP	MEDI	BB GILL HAND LLALB LLJAP SPOR SURF TRAP TROL UNCL	280	53	88	146	11	3	3	2	1		33	1	55		26	415	220	404	225	717	247	126	250	146	336		76	30	55	35			67	98	48			

[illegible]

Stock	L/D	Flag	Fleet	Area	Gear	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																							
						PS TRAP UNCL																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																									

Stock	L/D	Flag	Fleet	Area	Gear	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
						WTRO	LL																																	
		UK,Bermuda	UK,BMU	NW	LL																																			
				UNCL																																				
		Uruguay	URY	SW	LL																																			
	D			LLHB																																				
		Canada	CAN	NW	LL																																			
				TL																																				
		Japan	JPN	NW	LL																																			
		U.S.A.	USA	GOFM	LL																																			
				NW	GILL																																			
				LL	RR																																			
		NWC	LL																																					
		WTRO	LL																																					
AW Total						5466	6591	3948	3871	5393	5032	5883	6694	5763	6255	5801	5771	1445	2542	2292	2685	2322	2592	3011	2867	2798	2992	2282	2368	2113	2423	2495	2334	2657	2772	2775	2785	3319	2357	2023
UNC area						L	EC,United Kingdom		EC,UK		NORT		TRAW																						0					
UNC area Total																																								0

Note: The Canadian longline discards decreased to 0 in 2005 because of quota reallocation.

Table 2. Total bluefin tuna catch (t) by year and gears in the East Atlantic and Mediterranean Sea, according to Task I data.

<i>Year</i>	<i>BB</i>	<i>LL</i>	<i>TP</i>	<i>PS</i>	<i>OTH</i>	<i>TOT</i>
1970	3017	343	3180	3062	856	10458
1971	3055	383	2211	4502	719	10870
1972	3032	497	1837	5045	275	10686
1973	3142	611	1546	5256	181	10736
1974	2348	4651	2382	9574	168	19123
1975	2918	4323	2027	11677	264	21210
1976	1710	3291	2008	14830	357	22195
1977	2813	2445	1717	10989	751	18716
1978	3593	912	1458	7556	1127	14646
1979	2034	970	1350	6369	1500	12223
1980	1492	1255	1251	8978	1272	14248
1981	1221	917	1446	8795	1396	13776
1982	884	4255	3673	12786	810	22408
1983	1882	3606	3274	10746	2294	21802
1984	3961	2734	4507	10261	2962	24425
1985	2282	1763	2390	11305	4220	21960
1986	1414	1448	1740	9609	4841	19052
1987	1821	1703	1953	8857	3866	18200
1988	1936	2396	3658	11198	4929	24117
1989	1971	1974	2789	9450	4768	20952
1990	1718	2522	4376	11304	3327	23247
1991	1593	6066	2993	13291	2486	26429
1992	1299	6416	2186	18269	3679	31849
1993	3495	5059	2001	19321	4392	34268
1994	1980	9224	2834	26296	6407	46740
1995	2807	12867	1924	24046	5646	47291
1996	4990	12959	2522	26344	3992	50807
1997	3525	10206	4367	25006	4047	47151
1998	2561	7049	4259	21983	3865	39718
1999	1496	6484	3711	15636	5129	32456
2000	1822	7052	3735	17341	3815	33766
2001	2275	7053	4763	17324	3190	34605
2002	2568	6566	3716	18936	3401	35187
2003	1380	5962	2302	18338	4597	32579
2004	1807	4605	2137	21082	2935	32567

Area	Status	FlagName	Gear	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
AE	CP	EC (comb)	TP	1244	1136	942	1222	2742	1570	2007	1456	1255	1565	777	880		1963	1100	670	3223	2099	4203	1565	1344	2164	1209	950	770	1244	-827	-158	552	-481	-529	-2196	-109	-89	-599	-432	-70		
		Maroc	TP	387	494	210	699	1240	1615	852	1540	2330	1670	1305	1098		72	440	262	508	860	1986	592	1537	2811	1578	1483	954	1725	315	54	-52	191	380	-371	260	3	-481	92	-178	144	
MED	CP	Croatia	FM													0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		HL					6	1	39											32	23	10	35	38	29	7	5	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		HP														0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		LL						11	16	10		9	1							3	6	14	8	3	10	3	0															
		PS		1058	1410	1220	1360	1088	889	921	930	890	975	1137	827	1017				1	377	223	46	680	1041	1825	2434	2497	2078	1058	1410	1220	1359	711	666	875	250	-151	-850	-1297	-1670	
		SP											4	1	2															0	0	0	0	0	0	4	1	2	0			
		TW																		0									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		UN																		0	15	198						6	2	1	0	-15	-198	0	0	0	0	0	-6	-2		
		EC (comb)	BB	48		206	5	4	11	4	0		1	139	17		6	53	41	55	107	23	59	49	14	5	1		48	-6	153	-36	-51	-96	-19	-59	-49	-14	134	16		
		FA																											0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2669		
		FM																											0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2669	
		GN		209	72	109	57	150			10	13	26				0			31		8		1	3				209	72	109	26	150	-8	10	12	23	0	0	0		
		HL		704	1183	1992	1112	1382	360		254	667	439	464	254	82		185	556	403	499	309	255	252	242	378	93	49	16	704	998	1436	709	883	51	0	416	197	85	161		

778

Table 4. Top: Estimations of the total number of vessels fishing bluefin tuna in the Mediterranean Sea during the most recent years (2004 and 2005), together with catch estimates by vessel. Calculations are based on ICCAT vessels list and/or national surveys data bases and are expressed in tonnes/year. Below: Estimations of total yearly catch (in tonnes) calculated from the number of vessels and catch estimate/vessel category.

<i>Vessel category</i>	<i>Number of vessels</i>	<i>Low estimate / vessel</i>	<i>Best estimate / vessel</i>	<i>Max estimate / vessel</i>
PS large	41	200 t/yr	300 t/yr	400 t/yr
PS medium	103	100 t/yr	150 t/yr	200 t/yr
PS multispecies	170	10 t/yr	40 t/yr	60 t/yr
LL large	56	20 t/yr	50 t/yr	70 t/yr
LL medium	25	6 t/yr	30 t/yr	40 t/yr
LL mult-ispecies	352	1 t/yr	3.5 t/yr	8 t/yr
Handline	390	0.5 t/yr	3 t/yr	5 t/yr
Trap	6	7 t/yr	30 t/yr	60 t/yr
Artisanal	564	0.3 t/yr	4.3 t/yr	6 t/yr
Total commercial vessels	1707			

Estimated yield commercial vessels	22,228 t	43,107 t	60,630 t
------------------------------------	----------	-----------------	----------

Sport & recreative	10663	0.01 t/yr	0.03 t/yr	0.06 t/yr
--------------------	-------	-----------	------------------	-----------

Estimated yield all vessels	22,376 t	43,417 t	61,316 t
-----------------------------	----------	-----------------	----------

Table 5. Top: Estimations of the total yearly catch of bluefin tuna in the Mediterranean Sea during the most recent years (2004 and 2005) expressed by gears only. Below: Same information expressed in percentage.

<i>Vessel category</i>	<i>Number of vessels</i>	<i>Low estimate / vessel</i>	<i>Best estimate / vessel</i>	<i>Max estimate / vessel</i>
PS all	314	20200 tonnes	34550 tonnes	47200 tonnes
LL	433	1622 tonnes	4782 tonnes	7736 tonnes
Others all	960	406 tonnes	3775 tonnes	5694 tonnes
Sport & recreative (Total)	10663	148 tonnes	310 tonnes	680- tonnes

PS all %	2.5%	90.3%	79.6%	77.0%
LL	3.5%	7.2%	11.0%	12.6%
Others all	7.8%	1.8%	8.7%	9.3%
Sport & recreative all	86.2%	0.7%	0.7%	1.1%

Table 6. Farmed bluefin tuna imported into the Japanese markets in 2004 and estimates of catch weight used in estimating farmed catch at age. These data must be considered as estimates of catch and could be different from catches existing in the ICCAT database.

<i>Shipping flag</i>	<i>Area of catch</i>	<i>Product wt (t)</i>	<i>Round output (t)</i>	<i>Est. catch (round t)</i>
MEDITERRANEAN				
CROATIA	MED	3,875	4,377	3,502
EC-CYPRUS	MED	408	408	327
EC-ITALY	MED	810	843	674
EC-MALTA	MED	3,869	5,042	4,034
EC-ESPAÑA	MED	5,978	7,433	5,946
TUNISIA	MED	877	935	748
TURKEY	MED	3,054	3,799	3,039

Table 7. Estimated proportional catch at age for farmed fish received at the Japanese market in 2004 compared with the catch at age estimated for the East Atlantic and Mediterranean in 2004.

<i>Age</i>	<i>Fishery</i>	<i>Farmed</i>	<i>Farmed</i> ¹
1	25.0%	41.8%	0.0%
2	30.2%	39.4%	1.6%
3	19.7%	0.2%	1.3%
4	4.4%	1.0%	5.2%
5	1.5%	1.7%	8.8%
6	2.9%	1.4%	7.3%
7	3.7%	0.9%	4.7%
8	1.3%	1.0%	5.4%
9	2.2%	1.2%	6.0%
10	3.1%	1.1%	5.5%
11	3.2%	1.4%	7.5%
12	0.9%	2.0%	10.4%
13	0.6%	1.6%	8.3%
14	0.3%	1.9%	9.9%
15+	1.0%	3.4%	18.0%

¹ Without Croatia.

Table 8. Available CPUE indices for the eastern stock.

<i>Series</i>	<i>SP BB 1</i>	<i>CV</i>	<i>SP BB 2</i>	<i>CV</i>	<i>SP BB 3</i>	<i>CV</i>
<i>Age</i>	1		2		3	
<i>Indexing</i>	Number		Number		Number	
<i>Area</i>	East Atlantic		East Atlantic		East Atlantic	
<i>Method</i>	Delta lognormal RE		Delta lognormal RE		Delta lognormal RE	
<i>Time of the year</i>	Mid-year		Mid-year		Mid-year	
<i>Source</i>	SCRS/2006/094		SCRS/2006/094		SCRS/2006/094	
1975	13.08	27.36	124.51	26.74	30.69	27.02
1976	0.56	40.47	81.45	31.91	36.47	31.84
1977	0.68	32.42	123.25	27.20	59.09	27.20
1978	14.25	28.46	49.50	27.46	8.62	28.63
1979	0.03	481.15	17.55	33.63	39.56	33.76
1980	4.25	40.09	51.89	37.27	17.42	37.16
1981	21.86	32.47	102.09	32.48	7.50	36.71
1982	7.70	33.25	80.22	29.95	25.77	30.28
1983	73.48	28.74	85.24	27.89	8.40	30.27
1984	1.07	48.71	298.44	30.89	88.65	30.90
1985	7.26	29.35	197.75	27.56	61.13	27.37
1986	16.94	29.19	57.81	28.71	14.13	28.64
1987	19.68	27.46	171.01	27.66	12.13	27.65
1988	209.60	30.86	32.76	28.58	6.83	33.82
1989	120.22	26.65	191.01	26.13	15.12	28.21
1990	50.66	32.67	97.45	28.16	24.37	29.33
1991	40.53	28.89	131.81	28.17	33.23	31.36
1992	12.15	39.93	129.73	29.10	23.70	29.46
1993	10.22	32.10	219.47	30.14	115.65	30.03
1994	7.87	48.17	23.91	26.37	32.91	26.33
1995	69.76	27.07	123.88	25.62	36.18	25.88
1996	138.77	28.13	146.78	27.55	72.97	29.20
1997	94.61	30.50	70.53	27.07	104.71	26.38
1998	37.90	45.51	39.31	28.47	27.93	28.07
1999	5.20	63.12	3.72	42.97	2.14	59.42
2000	32.12	33.16	23.80	29.72	16.77	38.73
2001	.		206.81	34.96	39.26	37.90
2002	22.57	71.78	121.39	29.88	49.06	31.93
2003	0.66	85.52	35.36	42.46	6.37	47.37
2004	48.53	46.46	73.64	33.18	7.79	53.05

Table 8. (Continued).

<i>Series</i>	<i>SP BB 4</i>	<i>CV</i>	<i>SP BB 5</i>	<i>CV</i>	<i>SP BB All</i>	<i>CV</i>	<i>SP BB 7-15</i>	<i>CV</i>
<i>Age</i>	4		5+		1-5+		2	
<i>Indexing</i>	Number		Number		Number		Weight	
<i>Area</i>	East Atlantic		East Atlantic		East Atlantic		East Atlantic	
<i>Method</i>	Delta lognormal RE		Delta lognormal RE		Delta lognormal RE		Delta lognormal RE	
<i>Time of the year</i>	Mid-year		Mid-year		Mid-year		Mid-year	
<i>Source</i>	SCRS/2006/094		SCRS/2006/094		Working Group		SCRS/2006/075	
1975	12.35	30.29	3.16	45.61	101.56	103.59	22.31	292.88
1976	6.11	32.91	2.13	51.38	53.44	105.08	4.80	861.90
1977	12.64	27.22	1.00	41.00	89.31	103.76	5.06	657.60
1978	12.32	34.18	6.64	42.78	89.27	103.80	39.24	230.72
1979	48.19	33.58	13.68	33.52	64.99	105.55	4.77	313.67
1980	10.67	39.21	19.26	44.41	98.49	106.13	50.99	90.07
1981	1.36	48.65	0.70	71.85	99.66	104.97	61.92	80.29
1982	6.60	31.66	2.99	49.76	78.05	104.34	33.92	79.39
1983	1.26	41.84	0.15	110.07	162.36	103.82	26.71	107.45
1984	14.29	30.93	1.32	62.16	163.66	104.73	89.42	89.71
1985	2.42	57.91	0.28	70.75	129.06	103.72	317.56	53.91
1986	5.41	31.91	1.78	47.95	103.53	104.01	32.17	71.32
1987	2.79	42.38	1.77	49.75	126.85	103.79	540.41	57.77
1988	1.05	40.51	1.26	60.90	154.82	104.03	133.69	81.53
1989	0.75	49.72	0.30	67.08	155.52	103.47	319.13	59.47
1990	4.26	30.50	0.82	53.72	107.56	104.00	240.69	56.03
1991	5.12	41.58	1.49	51.71	121.08	103.98	425.63	63.39
1992	1.62	59.25	0.42	66.49	83.94	104.24	238.01	72.34
1993	31.37	32.40	3.32	41.26	257.77	104.60	833.84	50.79
1994	8.50	26.67	0.35	47.20	57.75	103.65	113.89	66.90
1995	0.92	31.76	0.14	75.90	156.02	103.43	163.89	61.09
1996	34.40	34.06	7.22	37.38	312.78	103.89	226.20	50.10
1997	21.13	26.69	2.24	36.13	172.82	103.49	172.16	49.32
1998	48.30	32.57	5.70	34.19	109.53	104.00	162.25	53.14
1999	22.15	36.50	43.70	36.73	40.90	105.50	7.56	151.95
2000	13.07	38.41	11.47	41.76	109.17	103.99	45.14	101.65
2001	6.39	45.76	2.23	54.78	95.64	105.16	701.63	65.50
2002	1.07	46.34	0.25	74.16	133.10	104.26	576.37	54.62
2003	8.20	42.97	4.16	57.68	41.49	106.52	115.42	96.27
2004	9.68	40.43	5.49	40.55	115.15	104.02	616.81	84.48

Table 8. (Continued).

<i>Series</i>	<i>SP BB 15-25</i>	<i>CV</i>	<i>SP BB All</i>	<i>CV</i>	<i>SP TRAP</i>	<i>CV</i>
<i>Age</i>	3		1-5+		10+	
<i>Indexing</i>	Weight		Weight		Number	
<i>Area</i>	East Atlantic		East Atlantic		East Atlantic	
<i>Method</i>	Delta lognormal RE		Delta lognormal RE		Neg. Binom. (log) no RE	
<i>Time of the year</i>	Mid-year		Mid-year		Mid-year	
<i>Source</i>	SCRS/2006/075		SCRS/2006/075		SCRS/2006/071	
1970			771.49	43.17		
1971			828.43	40.27		
1972			708.47	41.57		
1973			451.77	37.62		
1974			531.05	40.11		
1975	80.46	236.48	552.53	37.66		
1976	31.40	677.79	515.14	38.83		
1977	29.47	506.92	753.87	37.93		
1978	51.40	178.05	504.57	38.06		
1979	101.93	175.51	620.77	37.88		
1980	110.87	78.20	675.29	47.01		
1981	31.39	78.52	160.38	41.02	3075.52	29.62
1982	229.73	55.70	378.72	39.42	4110.28	16.95
1983	561.07	54.79	1322.11	43.77	4341.47	16.97
1984	1844.54	47.16	1461.27	41.92	4782.34	16.97
1985	443.84	44.54	809.93	38.12	3243.31	16.97
1986	159.40	48.98	570.75	41.01	1154.16	15.06
1987	41.45	76.01	762.10	39.99	1536.53	15.04
1988	48.53	72.30	804.90	40.91	3507.85	15.01
1989	43.73	74.79	758.71	37.30	1876.87	15.02
1990	231.05	47.14	794.91	37.02	3880.18	14.98
1991	58.69	64.65	638.51	41.22	2051.71	15.02
1992	71.58	82.21	383.29	42.37	1871.14	15.02
1993	406.36	47.13	1749.05	38.19	1751.75	15.03
1994	274.04	54.29	556.56	38.94	1663.44	15.05
1995	430.25	40.93	1449.93	37.23	1200.27	15.06
1996	257.59	48.95	1396.26	36.81	1834.35	15.07
1997	791.80	39.75	1511.63	36.60	4957.21	14.99
1998	141.13	48.91	744.45	37.63	3380.87	15.01
1999	12.86	105.98	592.21	43.59	6011.97	14.99
2000	42.55	80.34	544.18	37.36	2709.47	15.01
2001	337.81	60.77	1446.41	47.50	2172.44	15.03
2002	497.98	54.97	1419.92	38.10	3064.30	15.02
2003	60.53	94.31	355.78	49.27	1363.09	13.43
2004	97.56	93.65	951.47	42.52	1351.50	19.49

Table 8. (Continued).

<i>Series</i>	<i>MO TRAP</i>	<i>CV</i>	<i>JPN LL</i>	<i>CV</i>	<i>JPN LL</i>	<i>CV</i>
<i>Age</i>	10+		8+		8+	
<i>Indexing</i>	Number		Number		Number	
<i>Area</i>	East Atlantic		Area 5 and Med		Med	
<i>Method</i>	Neg. Binom. (log) no RE		Delta Lognormal RE		Delta Lognormal RE	
<i>Time of the year</i>	Mid-year		Mid-year		Mid-year	
<i>Source</i>	Working Group		SCRS/2006/097		Working Group	
1975			0.55	9.73	0.42	20.94
1976			0.63	6.55	0.46	19.25
1977			0.93	7.97	0.91	23.87
1978			0.48	9.68	0.09	46.11
1979			0.89	6.93	0.24	42.38
1980			0.6	10.32	0.39	23.26
1981			0.52	11.29	0.43	22.14
1982			1	6.16	1	18.67
1983			0.66	7.00	0.41	19.81
1984			0.45	6.99	0.37	18.63
1985			0.46	9.57	0.33	18.54
1986			0.35	7.84	0.23	19.82
1987			0.54	6.42	0.31	18.75
1988			0.4	7.44	0.27	18.99
1989			0.26	10.23	0.2	22.02
1990			0.35	7.52	0.32	22.54
1991			0.31	6.79	0.34	19.39
1992			0.28	7.77	0.18	21.28
1993			0.26	8.31	0.18	22.57
1994			0.27	9.09	0.18	20.94
1995			0.32	9.17	0.24	19.43
1996			0.12	16.57	0.09	24.24
1997			0.12	15.91	0.08	27.68
1998	969.63	19	0.17	11.42	0.13	21.91
1999	625.79	19	0.14	16.56	0.09	27.16
2000	1213.7	19	0.18	15.00	0.14	25.68
2001	1880.87	19	0.27	10.89	0.19	20.70
2002	655.3	19	0.47	7.44	0.38	19.32
2003	170.54	19	0.42	6.84	0.23	18.89
2004	194.96	19	0.19	11.76	0.11	22.45

Table 9. Description of available indices of abundance for the 2006 western bluefin tuna assessment. Note that the use of the models for the various VPA runs (continuity, base, extended boundary) is summarized below.

	CAN GLS	CAN GLS MODIFIED	CAN SWNS	CAN SWNS 4XU
Age Min	10+	10+	7	7
Age Max	10+	10+	10	10
Catch Unit	Numbers	Numbers	Numbers	Numbers
Effort Unit	Hour	Hour	Hour	Hour
Method	Delta-Lognormal	Delta-Lognormal	Delta-Lognormal	Delta-Lognormal
Months Covered	Aug 1 - Oct 31	Aug 1 - Oct 31	Aug 1 - Oct 31	Aug 1 - Oct 31
Area Covered	Canada - Gulf of St. Lawrence	Canada - Gulf of St. Lawrence	Canada - SW Nova Scotia	Canada - SW Nova Scotia
USED FOR	CONTINUITY		CONTINUITY	
		BASE		BASE
		EXTENDED BOUNDARY		EXTENDED BOUNDARY

	CAN GLS		CAN GLS MODIFIED		CAN SWNS		CAN SWNS 4XU	
YEAR	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV
1970	-	-	-	-	-	-	-	-
1971	-	-	-	-	-	-	-	-
1972	-	-	-	-	-	-	-	-
1973	-	-	-	-	-	-	-	-
1974	-	-	-	-	-	-	-	-
1975	-	-	-	-	-	-	-	-
1976	-	-	-	-	-	-	-	-
1977	-	-	-	-	-	-	-	-
1978	-	-	-	-	-	-	-	-
1979	-	-	-	-	-	-	-	-
1980	-	-	-	-	-	-	-	-
1981	1.671	0.429	1.757	0.429	-	-	-	-
1982	1.586	0.443	1.667	0.443	-	-	-	-
1983	2.367	0.420	2.489	0.420	-	-	-	-
1984	1.399	0.426	1.470	0.426	-	-	-	-
1985	0.524	0.515	0.551	0.515	-	-	-	-
1986	0.658	0.545	0.692	0.545	-	-	-	-
1987	0.383	0.769	0.403	0.769	-	-	-	-
1988	0.734	0.589	0.771	0.589	1.778	0.479	1.840	0.507
1989	0.730	0.632	0.767	0.632	3.289	0.391	3.212	0.446
1990	0.420	0.580	0.441	0.580	2.115	0.390	2.040	0.446
1991	0.765	0.622	0.804	0.622	1.304	0.488	1.321	0.508
1992	0.795	0.544	0.836	0.544	1.286	0.360	1.210	0.402
1993	0.971	0.402	1.021	0.402	0.353	0.551	0.336	0.579
1994	0.313	0.476	0.329	0.476	1.231	0.360	1.122	0.400
1995	1.137	0.357	1.196	0.357	0.865	0.347	0.772	0.390
1996	0.385	0.375	0.405	0.375	0.343	0.511	0.371	0.480
1997	0.393	0.383	0.413	0.383	0.257	0.563	0.236	0.565
1998	0.725	0.369	0.762	0.369	0.348	0.495	0.376	0.459
1999	1.039	0.364	1.092	0.364	0.833	0.494	0.978	0.444
2000	0.885	0.369	0.931	0.369	0.167	0.629	0.163	0.614
2001	0.994	0.386	1.045	0.386	0.645	0.405	0.623	0.405
2002	0.862	0.421	0.906	0.421	1.115	0.367	1.038	0.385
2003	1.211	0.402	1.273	0.402	1.228	0.372	1.027	0.399
2004	2.122	0.417	2.231	0.417	0.128	0.870	0.626	0.441
2005	1.931	0.372	2.030	0.372	0.715	0.804	0.710	0.469

Table 9. (Continued).

US RR<145	US RR66-114	US RR115-144	US RR145-177	US RR>195	US RR>195 COMB
1	2	4	6	8	8
5	3	5	7	10	10
Numbers	Numbers	Numbers	Numbers	Numbers	Numbers
Offset = log(Hours Fished)	Offset = log(Hours Fished)	Offset = log(Hours Fished)	Offset = log(Hours Fished)	Offset = log(Hours Fished)	Offset = log(Hours Fished)
Delta-Poisson	Delta-Poisson	Delta-Poisson	Delta-Poisson	Delta-Poisson	Delta-Poisson
June-Sept	June-Sept	June-Sept	June-Sept	June-Sept	June-Sept
NE UNITED STATES	NE UNITED STATES	NE UNITED STATES	NE UNITED STATES	NE UNITED STATES	NE UNITED STATES
CONTINUITY	CONTINUITY	CONTINUITY	NOT USED	CONTINUITY	NOT USED
BASE	BASE	BASE		BASE	
EXTENDED BOUNDARY	EXTENDED BOUNDARY	EXTENDED BOUNDARY		EXTENDED BOUNDARY	

[illegible]

Table 9. (Continued).

JLL AREA 2 (WEST)	JLL AREA 3	JLL AREA 3+4	JLL AREA 2+3+4	JLL AREA 2+3	JLL GOM
2	2	2	2	2	10+
9	9	9	9	9	10+
Numbers	Numbers	Numbers	Numbers	Numbers	Numbers
1000 hooks	1000 hooks	1000 hooks	1000 hooks	1000 hooks	1000 hooks
Delta-lognormal	Delta-lognormal	Delta-lognormal	Delta-lognormal	Delta-lognormal	Delta-lognormal
Nov-Jan	Aug - March	Aug - March	Aug - March	Aug - March	
Northeast Atlantic (Area 2)	Central North Atlantic (Area 3 +4)	Central North Atlantic (Area 3 +4)	Northeast and north central Atlantic (Area 2+ 3 +4)	Northeast and north central Atlantic (Area 2+ 3)	Gulf of Mexico
CONTINUITY					CONTINUITY
BASE		NOT USED	NOT USED	NOT USED	BASE
EXTENDED BOUNDARY	EXTENDED BOUNDARY				EXTENDED BOUNDARY

JLL AREA 2 (WEST)		JLL AREA 3		JLL AREA 3+4		JLL AREA 2+3+4		JLL AREA 2+3		JLL GOM	
INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.968	0.266
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.534	0.205
0.317	0.432	-	-	-	-	0.128	0.444	0.134	0.443	0.666	0.207
1.000	0.249	-	-	-	-	0.594	0.239	0.617	0.246	0.913	0.216
0.487	0.311	-	-	-	-	0.289	0.307	0.298	0.311	0.876	0.225
0.374	0.301	-	-	-	-	0.208	0.265	0.207	0.272	1.287	0.283
0.595	0.269	-	-	-	-	0.379	0.231	0.380	0.239	1.158	0.265
0.842	0.202	-	-	-	-	0.567	0.160	0.578	0.170	0.553	0.239
0.266	0.296	-	-	-	-	0.229	0.235	0.221	0.245	.	.
0.127	0.367	-	-	-	-	0.103	0.309	0.099	0.315	.	.
0.412	0.259	-	-	-	-	0.312	0.217	0.311	0.227	.	.
0.520	0.255	-	-	-	-	0.356	0.217	0.350	0.230	.	.
0.057	0.491	-	-	-	-	0.021	0.434	0.018	0.470	.	.
0.237	0.303	-	-	-	-	0.245	0.235	0.232	0.246	.	.
0.433	0.271	-	-	-	-	0.382	0.209	0.375	0.222	.	.
0.367	0.254	-	-	-	-	0.345	0.186	0.337	0.199	.	.
0.269	0.288	0.109	0.432	0.158	0.332	0.230	0.196	0.204	0.213	.	.
0.346	0.277	0.156	0.376	0.217	0.301	0.226	0.214	0.202	0.229	.	.
0.505	0.240	0.282	0.218	0.380	0.170	0.397	0.151	0.353	0.173	.	.
0.466	0.274	0.269	0.210	0.325	0.156	0.327	0.164	0.295	0.187	.	.
0.603	0.247	0.318	0.203	0.417	0.170	0.384	0.164	0.342	0.183	.	.
0.333	0.306	0.305	0.225	0.397	0.143	0.321	0.177	0.262	0.211	.	.
0.845	0.206	1.000	0.161	1.000	0.135	1.000	0.110	1.000	0.132	.	.
0.544	0.258	0.542	0.170	0.544	0.136	0.579	0.134	0.593	0.156	.	.
0.329	0.265	0.231	0.261	0.279	0.185	0.287	0.166	0.272	0.193	.	.
0.279	0.323	0.427	0.229	0.419	0.175	0.374	0.168	0.369	0.197	.	.
0.311	0.277	0.382	0.145	0.422	0.123	0.407	0.136	0.395	0.155	.	.
0.204	0.385	0.577	0.159	0.518	0.135	0.444	0.155	0.433	0.193	.	.
0.277	0.293	0.361	0.163	0.391	0.142	0.307	0.162	0.327	0.182	.	.
0.231	0.376	0.395	0.204	0.427	0.147	0.368	0.178	0.346	0.228	.	.
0.417	0.322	0.384	0.166	0.390	0.125	0.377	0.159	0.326	0.207	.	.
0.474	0.197	0.357	0.150	0.280	0.125	0.320	0.137	0.343	0.156	.	.

Table 9. (Continued).

LARVAL PENNINGTON	LARVAL DELTA LOG	LARVAL ZERO INFLATED	US PLL GOM EXTENSION	US PLL GOM REP MEANS	TAGGING
8	8	8	10+	10+	1
10	10	10	10+	10+	3
Index of Spawning Biomass	Index of Spawning Biomass	Index of Spawning Biomass	Numbers	Numbers	Numbers
CPUE = Larvae/100m ²	CPUE = Larvae/100m ²	CPUE = Larvae/100m ²	1000 Hooks	1000 Hooks	-
Delta Distribution	Delta-lognormal	Delta-lognormal Zero inflated	Delta-lognormal	Delta-Lgn with Repeated Measures	-
Apr 30 - May 31	Apr 30 - May 31	Apr 30 - May 31	Jan 1 - May 31	Jan 1 - May 31	-
Gulf of Mexico	Gulf of Mexico	Gulf of Mexico	Gulf of Mexico and US Florida East Coast	Gulf of Mexico and US Florida East Coast	
CONTINUITY			CONTINUITY		CONTINUITY
	NOT USED	BASE		BASE	BASE
		EXTENDED BOUNDARY		EXTENDED BOUNDARY	EXTENDED BOUNDARY

LARVAL PENNINGTON		LARVAL DELTA LOG		LARVAL ZERO INFLATED		US PLL GOM EXTENSION		US PLL GOM REP MEANS		TAGGING	
INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1065132	0.200
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1001624	0.200
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	431955	0.200
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	183616	0.200
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	341589	0.200
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	554596	0.200
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	253265	0.200
2.423	0.449	2.110	0.462	2.277	0.465	-	-	-	-	257385	0.200
5.214	0.242	4.519	0.246	4.675	0.239	-	-	-	-	121110	0.200
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	98815	0.200
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	192541	0.200
1.163	0.434	0.678	0.461	0.734	0.454	-	-	-	-	337995	0.242
1.340	0.276	1.284	0.317	1.319	0.295	-	-	-	-	.	.
0.928	0.333	1.219	0.360	1.231	0.369	-	-	-	-	.	.
0.301	0.506	0.314	0.770	0.339	0.582	-	-	-	-	.	.
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.	.
0.399	0.405	0.429	0.646	0.451	0.468	-	-	-	-	.	.
0.343	0.455	0.307	0.532	0.332	0.529	1.938	0.465	3.270	0.354	.	.
1.108	0.323	1.026	0.323	1.052	0.326	0.827	0.736	1.963	0.386	.	.
0.797	0.362	0.742	0.375	1.148	0.369	1.098	0.567	2.369	0.369	.	.
0.338	0.334	0.312	0.468	0.320	0.357	2.926	0.461	1.495	0.406	.	.
0.178	0.459	0.195	0.591	0.205	0.544	2.466	0.438	2.027	0.391	.	.
0.546	0.357	0.481	0.391	0.519	0.391	0.561	0.731	0.689	0.500	.	.
0.605	0.617	0.382	0.767	0.430	0.707	0.706	0.715	0.497	0.557	.	.
0.681	0.354	0.430	0.359	0.472	0.388	0.349	0.950	0.419	0.594	.	.
0.271	0.494	0.323	0.613	0.343	0.597	0.347	0.922	0.527	0.549	.	.
1.050	0.543	0.896	0.592	0.949	0.539	0.443	0.818	0.275	0.699	.	.
0.442	0.401	0.387	0.461	0.410	0.453	0.648	0.627	0.369	0.589	.	.
0.196	0.507	0.107	0.655	0.116	0.687	0.692	0.727	0.391	0.590	.	.
0.705	0.537	0.479	0.561	0.518	0.575	0.835	0.608	0.770	0.455	.	.
0.324	0.482	0.274	0.562	0.297	0.597	0.748	0.698	0.911	0.446	.	.
0.492	0.373	0.378	0.397	0.389	0.431	0.958	0.743	0.503	0.551	.	.
0.157	0.606	0.140	0.731	0.150	0.843	1.050	0.696	0.392	0.607	.	.
0.920	0.397	0.539	0.476	0.579	0.466	0.697	0.845	0.667	0.486	.	.
0.714	0.599	0.338	0.715	0.371	0.717	0.794	0.743	0.874	0.451	.	.
0.097	0.758	0.105	1.654	0.113	1.171	0.919	0.677	0.590	0.508	.	.

Table 10. Canadian Gulf of St. Lawrence index of abundance, adjusted for the proportion of fish > 253 cm (Age 13+) in the catch (left side). A constant proportion was assumed from 1999 and earlier, as adequate size samples were not available for that period. Partial catch ratios and partial catches used for the Canadian indices (right side).

<i>Gulf of St. Lawrence index</i>				<i>Gulf of St. Lawrence rod and reel & tended line partial catch ratios</i>	<i>Southwest Nova Scotia partial catches</i>			
	Total >253 cm	Index	Adjusted index	Total 13+/10+	Age 7	Age 8	Age 9	Age 10+
1981	88.00%	1.76	1.55	0.63				
1982	88.00%	1.67	1.47	0.492				
1983	88.00%	2.49	2.19	0.457				
1984	88.00%	1.47	1.29	0.314				
1985	88.00%	0.55	0.48	0.29				
1986	88.00%	0.69	0.61	0.361				
1987	88.00%	0.4	0.35	0.332				
1988	88.00%	0.77	0.68	0.355	139	242	689	810
1989	88.00%	0.77	0.68	0.32	485	678	460	1095
1990	88.00%	0.44	0.39	0.34	409	782	278	685
1991	88.00%	0.8	0.71	0.274	368	579	542	785
1992	88.00%	0.84	0.74	0.263	202	258	323	1034
1993	88.00%	1.02	0.9	0.368	27	204	219	896
1994	88.00%	0.33	0.29	0.292	86	105	228	668
1995	88.00%	1.2	1.05	0.373	19	182	358	1058
1996	88.00%	0.4	0.36	0.294	52	95	171	1233
1997	88.00%	0.41	0.36	0.293	104	226	148	893
1998	88.00%	0.76	0.67	0.262	73	405	469	978
1999	88.00%	1.09	0.96	0.22	145	336	498	1003
2000	85.50%	0.93	0.8	0.238	35	191	198	1271
2001	78.60%	1.05	0.82	0.177	314	188	353	1061
2002	71.10%	0.91	0.64	0.189	525	462	175	1235
2003	71.00%	1.27	0.9	0.249	340	880	255	738
2004	77.00%	2.23	1.72	0.296	455	435	320	1056
2005	72.70%	2.03	1.48					

Table 11. VPA results from Run3 for the eastern bluefin stock.

```

*****
                        VPA-2BOX
                SUMMARY STATISTICS AND DIAGNOSTIC OUTPUT
*****

BFT East 70-04 R3
19:32, 15      June 2006

=====
Total objective function =      1009.00
      (with constants)   =      1175.32
Number of parameters (P) =         12
Number of data points (D)=        181
AIC : 2*objective+2P     =      2374.65
AICc: 2*objective+2P(...) =      2376.51
BIC : 2*objective+Plog(D)=      2413.03
Chi-square discrepancy    =      3883.38

Loglikelihoods (deviance)= -1009.00 (    2502.46)
      effort data      = -1009.00 (    2502.46)

Log-posteriors          =         0.00
      catchability      =         0.00
      f-ratio           =         0.00
      natural mortality =         0.00
      mixing coeff.     =         0.00

Constraints              =         0.00
      terminal F         =         0.00
      stock-rec./sex ratio =         0.00

Out of bounds penalty    =         0.00
=====

```

TABLE 1. FISHING MORTALITY RATE FOR EAST OF 45

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1970	0.217	0.207	0.114	0.081	0.031	0.016	0.032	0.024	0.052	0.052
1971	0.010	0.269	0.225	0.099	0.080	0.018	0.014	0.045	0.042	0.042
1972	0.156	0.209	0.393	0.116	0.082	0.061	0.022	0.009	0.030	0.030
1973	0.133	0.154	0.168	0.098	0.034	0.040	0.073	0.046	0.032	0.032
1974	0.125	0.205	0.222	0.193	0.147	0.070	0.051	0.067	0.063	0.063
1975	0.535	0.340	0.112	0.095	0.035	0.081	0.050	0.061	0.080	0.080
1976	0.062	0.350	0.589	0.168	0.131	0.039	0.084	0.043	0.064	0.064
1977	0.220	0.287	0.231	0.200	0.032	0.049	0.035	0.083	0.064	0.064
1978	0.231	0.346	0.246	0.114	0.036	0.011	0.033	0.019	0.050	0.050
1979	0.079	0.112	0.278	0.126	0.054	0.025	0.022	0.071	0.047	0.047
1980	0.129	0.239	0.420	0.187	0.042	0.040	0.035	0.022	0.051	0.051
1981	0.124	0.419	0.324	0.103	0.097	0.031	0.048	0.067	0.039	0.039
1982	0.286	0.359	0.443	0.160	0.056	0.038	0.031	0.119	0.080	0.080
1983	0.235	0.174	0.308	0.125	0.077	0.056	0.117	0.050	0.088	0.088
1984	0.096	0.409	0.110	0.124	0.119	0.086	0.081	0.116	0.102	0.102
1985	0.091	0.331	0.350	0.103	0.068	0.064	0.038	0.057	0.079	0.079
1986	0.252	0.275	0.188	0.126	0.027	0.041	0.036	0.030	0.069	0.069
1987	0.149	0.343	0.243	0.086	0.038	0.026	0.078	0.057	0.064	0.064
1988	0.354	0.225	0.314	0.130	0.042	0.035	0.045	0.074	0.091	0.091
1989	0.192	0.385	0.181	0.117	0.107	0.022	0.041	0.031	0.071	0.071
1990	0.172	0.256	0.345	0.144	0.125	0.042	0.038	0.060	0.081	0.081
1991	0.087	0.307	0.233	0.149	0.151	0.034	0.036	0.040	0.105	0.105
1992	0.136	0.304	0.383	0.089	0.067	0.062	0.068	0.104	0.115	0.115
1993	0.100	0.568	0.394	0.145	0.064	0.078	0.080	0.060	0.094	0.094
1994	0.151	0.311	0.248	0.096	0.129	0.109	0.210	0.210	0.209	0.209
1995	0.162	0.280	0.319	0.149	0.141	0.187	0.102	0.174	0.217	0.217
1996	0.180	0.540	0.375	0.267	0.145	0.073	0.126	0.096	0.272	0.272
1997	0.176	0.404	0.260	0.157	0.140	0.157	0.092	0.283	0.298	0.298
1998	0.231	0.690	0.488	0.175	0.050	0.424	0.045	0.053	0.190	0.190
1999	0.146	0.265	0.386	0.240	0.117	0.065	0.072	0.093	0.213	0.213
2000	0.405	0.333	0.305	0.217	0.231	0.179	0.081	0.135	0.155	0.155
2001	0.219	0.486	0.194	0.235	0.162	0.128	0.220	0.176	0.241	0.241
2002	0.443	0.574	0.433	0.148	0.121	0.163	0.133	0.241	0.290	0.290
2003	0.111	0.492	0.165	0.162	0.163	0.166	0.289	0.251	0.385	0.385
2004	0.272	0.272	0.927	0.157	0.146	0.146	0.262	0.349	0.436	0.436

TABLE 2. ABUNDANCE AT THE BEGINNING OF THE YEAR [BY AREA] FOR EAST OF 45

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1970	848570.	438077.	281633.	256754.	362303.	442242.	153751.	151946.	126151.
522868.									
1971	1340931.	418589.	280092.	197710.	186228.	276345.	356192.	124954.	127737.
554637.									
1972	1020069.	813445.	251653.	175922.	140875.	135210.	222299.	294903.	102769.
589514.									

1973	1419326.	534841.	519078.	133667.	123244.	102050.	104121.	182619.	251487.
605871.									
1974	1951252.	761070.	360755.	345107.	95329.	93668.	80250.	81244.	150079.
746191.									
1975	2065518.	1054581.	487677.	227308.	223852.	64759.	71475.	64026.	65390.
758149.									
1976	1997586.	740785.	590510.	343084.	162534.	170071.	48915.	57056.	51837.
686881.									
1977	1396927.	1150037.	410765.	257825.	228077.	112135.	133880.	37767.	47059.
626106.									
1978	1071277.	687031.	678722.	256365.	166078.	173818.	87433.	108506.	29931.
570612.									
1979	1287883.	521013.	382457.	417533.	180005.	126033.	140776.	71040.	91672.
516089.									
1980	1883315.	728877.	366593.	227723.	289659.	134149.	100603.	115628.	56971.
522892.									
1981	1663038.	1013807.	451650.	189504.	148531.	218524.	105553.	81567.	97320.
497451.									
1982	2843887.	900055.	524716.	256879.	134513.	106013.	173386.	84493.	65674.
515697.									
1983	4119319.	1309121.	494531.	265111.	172261.	100018.	83566.	141084.	64552.
484080.									
1984	2313441.	1994132.	865556.	285918.	184129.	125485.	77440.	62404.	115463.
453099.									
1985	2021680.	1287370.	1041948.	610138.	198611.	128588.	94267.	59973.	47822.
462276.									
1986	3439178.	1130378.	727510.	577740.	433127.	146010.	98729.	76220.	48751.
425541.									
1987	2120575.	1637930.	675623.	474193.	400564.	331578.	114796.	79947.	63642.
399399.									
1988	3328742.	1119783.	913946.	416736.	342252.	303412.	264554.	89104.	65026.
391752.									
1989	3262441.	1431594.	703347.	524961.	287867.	258278.	239849.	212204.	71196.
375836.									
1990	3270914.	1648911.	766479.	461746.	367512.	203379.	206800.	193309.	177124.
375295.									
1991	3817205.	1686797.	1004416.	426814.	314614.	255047.	159636.	167136.	156738.
457414.									
1992	3615519.	2143531.	976175.	625714.	289342.	212752.	201918.	129260.	138181.
497112.									
1993	3793888.	1932443.	1244394.	523657.	450486.	212921.	163784.	158369.	100236.
509793.									
1994	2797396.	2102733.	861665.	660132.	356198.	332420.	161246.	126922.	128310.
500324.									
1995	3793626.	1474246.	1212247.	528702.	471827.	246185.	244034.	109682.	88520.
459054.									
1996	3824324.	1976309.	876295.	693413.	358216.	322221.	167106.	184952.	79344.
397192.									
1997	2690338.	1957415.	906384.	473714.	417836.	243714.	245328.	123661.	144610.
327318.									
1998	2786654.	1381530.	1027618.	549708.	318570.	285669.	170542.	187897.	80206.
314738.									
1999	2877189.	1354778.	544984.	496324.	362874.	238480.	153089.	136827.	153364.
294100.									
2000	3330361.	1523910.	817596.	291336.	307029.	254020.	182957.	119559.	107339.
324587.									
2001	2543439.	1360368.	859433.	474176.	184531.	191666.	173973.	141579.	89928.
332585.									
2002	1447716.	1251578.	658229.	556845.	294786.	123417.	138101.	117219.	102205.
298842.									
2003	2015540.	569217.	554622.	335735.	377825.	205451.	85835.	101456.	79295.
269872.									
2004	1049238.	1104746.	273863.	369777.	224675.	252573.	142445.	53958.	67926.
213850.									
2005		489617.	661939.	85295.	248706.	152728.	178700.	92035.	32758.
163828.									
=====									
=====									

TABLE 3. CATCH OF EAST OF 45

=====									
=====									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
10									

1970	131834.	73212.	26994.	17819.	9785.	6518.	4497.	3285.	6047.
25370.									
1971	10384.	88198.	50413.	16590.	12772.	4378.	4488.	5160.	4896.
21519.									
1972	116981.	137101.	73231.	17152.	9923.	7291.	4363.	2523.	2815.
16346.									
1973	140702.	67983.	71686.	11117.	3709.	3658.	6740.	7668.	7385.
18010.									
1974	182632.	125967.	64108.	54025.	11595.	5778.	3653.	4900.	8654.
43553.									
1975	691709.	272010.	45916.	18426.	6805.	4551.	3220.	3531.	4702.
55180.									
1976	95398.	195702.	236336.	47404.	17812.	5940.	3605.	2212.	3004.
40291.									
1977	219723.	256814.	75794.	41683.	6327.	4847.	4243.	2781.	2728.
36738.									
1978	176209.	179783.	132166.	24534.	5213.	1699.	2576.	1856.	1383.
26688.									
1979	77821.	48991.	83111.	43943.	8427.	2861.	2784.	4507.	3926.
22373.									
1980	181558.	138206.	112677.	34716.	10555.	4740.	3155.	2376.	2658.
24694.									
1981	154034.	310868.	111934.	16485.	12259.	6122.	4499.	4893.	3457.
17887.									
1982	565411.	243000.	168344.	33795.	6556.	3578.	4883.	8830.	4769.
37904.									

1983	689792.	186265.	117234.	27663.	11343.	4928.	8479.	6444.	5140.
39014.									
1984	168295.	600129.	80115.	29797.	18413.	9391.	5509.	6364.	10524.
41799.									
1985	140090.	324433.	275286.	53029.	11570.	7259.	3185.	3096.	3412.
33384.									
1986	611427.	242700.	111274.	61074.	10325.	5258.	3205.	2117.	3071.
27133.									
1987	232821.	426158.	130298.	34826.	13214.	7664.	7945.	4087.	3701.
23510.									
1988	795470.	201521.	220605.	45268.	12382.	9486.	10801.	5936.	5349.
32617.									
1989	454862.	409600.	103817.	51472.	26123.	5161.	8785.	5959.	4588.
24515.									
1990	412001.	332457.	200425.	55095.	38577.	7618.	7069.	10414.	12938.
27747.									
1991	252516.	398799.	186658.	52599.	39374.	7639.	5190.	6125.	14710.
43449.									
1992	366598.	502314.	278138.	47232.	16618.	11528.	12177.	11905.	14095.
51321.									
1993	287007.	752598.	363074.	63164.	24834.	14496.	11562.	8637.	8476.
43632.									
1994	310967.	502448.	169355.	53734.	38539.	31194.	28147.	22416.	22832.
90089.									
1995	451740.	322084.	295918.	65382.	55458.	38259.	21784.	16284.	16275.
85403.									
1996	501063.	740515.	245503.	145008.	43149.	20488.	18193.	15749.	17784.
90074.									
1997	346555.	583491.	185494.	61297.	48750.	32180.	19746.	28400.	35089.
80353.									
1998	459038.	620707.	356083.	78872.	13706.	90073.	6929.	9027.	13060.
51861.									
1999	309891.	281900.	156446.	94702.	35602.	13624.	9795.	11265.	27668.
53689.									
2000	891849.	386044.	192131.	50673.	56604.	37752.	13135.	14024.	14531.
44469.									
2001	399172.	470013.	135255.	88813.	24651.	20880.	31600.	21251.	18151.
67923.									
2002	417362.	491431.	207530.	68246.	29951.	16884.	15848.	23370.	24245.
71723.									
2003	168554.	198467.	75412.	44700.	50610.	28600.	19860.	20994.	23897.
82269.									
2004	199853.	235321.	149771.	47811.	27212.	31171.	30214.	14828.	22680.
72219.									
=====									
=====									

TABLE 4. SPAWNING STOCK FECUNDITY AND RECRUITMENT OF EAST OF 45

year	spawning biomass	recruits from VPA
1970	202824.	848570.
1971	227898.	1340931.
1972	234655.	1020069.
1973	228473.	1419326.
1974	234282.	1951252.
1975	220595.	2065518.
1976	217040.	1997586.
1977	205170.	1396927.
1978	194343.	1071277.
1979	183803.	1287883.
1980	177309.	1803315.
1981	164814.	1663038.
1982	163301.	2843887.
1983	147497.	4119319.
1984	141941.	2313441.
1985	151249.	2021680.
1986	156798.	3439178.
1987	161515.	2120575.
1988	168841.	3328742.
1989	176322.	3262441.
1990	174226.	3270914.
1991	177242.	3817205.
1992	181852.	3615519.
1993	199226.	3793888.
1994	187752.	2797396.
1995	182223.	3793626.
1996	167248.	3824324.
1997	147485.	2690338.
1998	143356.	2786654.
1999	140986.	2877189.
2000	137530.	3330361.
2001	121876.	2543439.
2002	117378.	1447716.
2003	106372.	2015540.
2004	89981.	1049238.

TABLE 5. FITS TO INDEX DATA FOR EAST OF 45

5.1 ESP Trap

Lognormal dist.
average numbers

Ages 10 - 10
log-likelihood = -108.28
deviance = 305.23
Chi-sq. discrepancy= 491.84

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1981	0.212	0.298	-0.086	0.290	0.721E-02	3075.520	3351.602	0.165
1982	0.502	0.313	0.188	0.168	0.721E-02	4110.280	3404.525	1.261
1983	0.557	0.246	0.310	0.168	0.721E-02	4341.470	3183.275	4.124
1984	0.653	0.174	0.480	0.168	0.721E-02	4782.340	2960.225	12.201
1985	0.265	0.205	0.060	0.168	0.721E-02	3243.310	3054.013	0.077
1986	-0.768	0.127	-0.895	0.150	0.721E-02	1154.160	2824.396	15.657
1987	-0.482	0.066	-0.548	0.150	0.721E-02	1536.530	2657.979	8.111
1988	0.343	0.033	0.310	0.149	0.721E-02	3507.850	2572.323	5.393
1989	-0.282	0.002	-0.284	0.149	0.721E-02	1876.870	2492.495	2.890
1990	0.444	-0.005	0.449	0.149	0.721E-02	3880.180	2477.026	13.440
1991	-0.193	0.182	-0.375	0.149	0.721E-02	2051.710	2983.824	4.539
1992	-0.285	0.260	-0.545	0.149	0.721E-02	1871.140	3227.703	8.071
1993	-0.351	0.295	-0.646	0.149	0.721E-02	1751.750	3343.066	10.277
1994	-0.403	0.221	-0.624	0.150	0.721E-02	1663.440	3104.842	9.761
1995	-0.729	0.132	-0.861	0.150	0.721E-02	1200.270	2838.292	14.926
1996	-0.305	-0.039	-0.266	0.150	0.721E-02	1834.350	2393.622	2.583
1997	0.689	-0.245	0.934	0.149	0.721E-02	4957.210	1948.678	102.251
1998	0.306	-0.233	0.539	0.149	0.721E-02	3380.870	1971.374	21.500
1999	0.882	-0.312	1.194	0.149	0.721E-02	6011.970	1822.301	227.842
2000	0.085	-0.186	0.271	0.149	0.721E-02	2709.470	2066.896	3.898
2001	-0.136	-0.202	0.066	0.149	0.721E-02	2172.440	2033.216	0.142
2002	0.208	-0.332	0.540	0.149	0.721E-02	3064.300	1785.551	21.542
2003	-0.602	-0.478	-0.124	0.134	0.721E-02	1363.090	1543.082	0.859
2004	-0.610	-0.734	0.124	0.193	0.721E-02	1351.500	1194.187	0.323

Selectivities by age

Year	10
1981	1.000
1982	1.000
1983	1.000
1984	1.000
1985	1.000
1986	1.000
1987	1.000
1988	1.000
1989	1.000
1990	1.000
1991	1.000
1992	1.000
1993	1.000
1994	1.000
1995	1.000
1996	1.000
1997	1.000
1998	1.000
1999	1.000
2000	1.000
2001	1.000
2002	1.000
2003	1.000
2004	1.000

5.2 ESP BB 1

Not used

5.3 ESP BB 2

Lognormal dist.
average numbers

Ages 2 - 2
log-likelihood = -72.17
deviance = 217.91
Chi-sq. discrepancy= 145.55

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1975	0.483	-0.123	0.606	0.262	0.849E-04	124.515	67.916	8.345
1976	0.059	-0.481	0.539	0.311	0.849E-04	81.447	47.497	3.946
1977	0.473	-0.013	0.485	0.267	0.849E-04	123.248	75.853	4.359
1978	-0.440	-0.554	0.115	0.270	0.849E-04	49.498	44.129	0.088
1979	-1.477	-0.723	-0.754	0.327	0.849E-04	17.547	37.282	2.717
1980	-0.392	-0.446	0.054	0.361	0.849E-04	51.891	49.160	0.001
1981	0.284	-0.198	0.482	0.317	0.849E-04	102.090	63.025	2.766
1982	0.043	-0.290	0.333	0.293	0.849E-04	80.216	57.471	1.272
1983	0.104	0.169	-0.065	0.274	0.849E-04	85.238	90.987	0.122
1984	1.357	0.483	0.874	0.302	0.849E-04	298.441	124.494	17.439
1985	0.946	0.080	0.865	0.271	0.849E-04	197.747	83.253	21.834
1986	-0.284	-0.024	-0.260	0.281	0.849E-04	57.810	74.989	0.814
1987	0.800	0.316	0.485	0.272	0.849E-04	171.006	105.317	4.157
1988	-0.852	-0.011	-0.842	0.280	0.849E-04	32.758	75.999	4.192
1989	0.911	0.162	0.749	0.257	0.849E-04	191.013	90.354	16.047

1990	0.238	0.362	-0.124	0.277	0.849E-04	97.452	110.343	0.283
1991	0.540	0.361	0.178	0.277	0.849E-04	131.812	110.267	0.285
1992	0.524	0.603	-0.078	0.285	0.849E-04	129.733	140.324	0.149
1993	1.050	0.382	0.668	0.294	0.849E-04	219.466	112.516	8.311
1994	-1.167	0.580	-1.747	0.260	0.849E-04	23.912	137.219	9.920
1995	0.478	0.239	0.239	0.252	0.849E-04	123.881	97.554	0.809
1996	0.648	0.416	0.231	0.271	0.849E-04	146.784	116.486	0.605
1997	-0.085	0.466	-0.552	0.266	0.849E-04	70.526	122.460	2.686
1998	-0.670	-0.006	-0.664	0.279	0.849E-04	39.308	76.325	3.136
1999	-3.027	0.161	-3.189	0.412	0.849E-04	3.721	90.273	5.006
2000	-1.172	0.248	-1.420	0.291	0.849E-04	23.802	98.459	6.691
2001	0.990	0.066	0.924	0.340	0.849E-04	206.813	82.085	15.502
2002	0.458	-0.055	0.513	0.293	0.849E-04	121.389	72.677	4.030
2003	-0.776	-0.807	0.032	0.407	0.849E-04	35.360	34.261	0.014
2004	-0.042	-0.046	0.004	0.323	0.849E-04	73.643	73.371	0.020

Selectivities by age

Year 2

1975	1.000
1976	1.000
1977	1.000
1978	1.000
1979	1.000
1980	1.000
1981	1.000
1982	1.000
1983	1.000
1984	1.000
1985	1.000
1986	1.000
1987	1.000
1988	1.000
1989	1.000
1990	1.000
1991	1.000
1992	1.000
1993	1.000
1994	1.000
1995	1.000
1996	1.000
1997	1.000
1998	1.000
1999	1.000
2000	1.000
2001	1.000
2002	1.000
2003	1.000
2004	1.000

5.4 ESP BB 3

Lognormal dist.

average numbers

Ages 3 - 3

log-likelihood = -64.35

deviance = 198.55

Chi-sq. discrepancy= 278.16

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1975	0.271	-0.143	0.415	0.265	0.493E-04	30.685	20.271	2.920
1976	0.444	-0.167	0.611	0.310	0.493E-04	36.468	19.793	5.649
1977	0.927	-0.371	1.297	0.267	0.493E-04	59.093	16.148	86.595
1978	-0.998	0.125	-1.123	0.280	0.493E-04	8.623	26.506	5.774
1979	0.525	-0.464	0.989	0.329	0.493E-04	39.563	14.714	20.955
1980	-0.295	-0.570	0.275	0.360	0.493E-04	17.419	13.232	0.395
1981	-1.137	-0.318	-0.819	0.355	0.493E-04	7.503	17.017	2.550
1982	0.097	-0.221	0.318	0.296	0.493E-04	25.766	18.748	1.083
1983	-1.025	-0.220	-0.805	0.296	0.493E-04	8.396	18.772	3.563
1984	1.332	0.431	0.901	0.302	0.493E-04	88.655	36.013	19.146
1985	0.960	0.506	0.454	0.269	0.493E-04	61.125	38.810	3.588
1986	-0.504	0.221	-0.725	0.280	0.493E-04	14.127	29.180	3.493
1987	-0.657	0.122	-0.778	0.272	0.493E-04	12.131	26.417	4.050
1988	-1.231	0.391	-1.623	0.329	0.493E-04	6.828	34.590	5.786
1989	-0.436	0.191	-0.627	0.277	0.493E-04	15.123	28.305	2.967
1990	0.041	0.201	-0.160	0.287	0.493E-04	24.374	28.605	0.387
1991	0.351	0.523	-0.172	0.307	0.493E-04	33.231	39.452	0.391
1992	0.013	0.426	-0.413	0.289	0.493E-04	23.701	35.823	1.534
1993	1.598	0.664	0.934	0.294	0.493E-04	115.648	45.439	22.970
1994	0.341	0.362	-0.021	0.259	0.493E-04	32.915	33.610	0.040
1995	0.436	0.672	-0.236	0.255	0.493E-04	36.182	45.794	0.824
1996	1.138	0.322	0.816	0.286	0.493E-04	72.971	32.269	16.073
1997	1.499	0.408	1.091	0.260	0.493E-04	104.707	35.166	50.652
1998	0.177	0.431	-0.254	0.276	0.493E-04	27.931	35.993	0.810
1999	-2.392	-0.158	-2.234	0.550	0.493E-04	2.139	19.968	2.336
2000	-0.333	0.284	-0.617	0.374	0.493E-04	16.774	31.080	1.647
2001	0.518	0.385	0.133	0.366	0.493E-04	39.264	34.376	0.032
2002	0.741	0.010	0.731	0.311	0.493E-04	49.064	23.618	9.422
2003	-1.301	-0.040	-1.262	0.450	0.493E-04	6.367	22.481	2.464
2004	-1.099	-1.077	-0.023	0.498	0.493E-04	7.792	7.970	0.066

Selectivities by age
Year 3

```

-----
1975 1.000
1976 1.000
1977 1.000
1978 1.000
1979 1.000
1980 1.000
1981 1.000
1982 1.000
1983 1.000
1984 1.000
1985 1.000
1986 1.000
1987 1.000
1988 1.000
1989 1.000
1990 1.000
1991 1.000
1992 1.000
1993 1.000
1994 1.000
1995 1.000
1996 1.000
1997 1.000
1998 1.000
1999 1.000
2000 1.000
2001 1.000
2002 1.000
2003 1.000
2004 1.000

```

5.5 ESP BB 4

Lognormal dist.
average numbers
Ages 4 - 4

log-likelihood = -147.41
deviance = 356.41
Chi-sq. discrepancy= 489.75

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1975	0.662	-0.304	0.966	0.296	0.243E-04	12.354	4.701	25.002
1976	-0.043	0.073	-0.116	0.321	0.243E-04	6.105	6.857	0.220
1977	0.685	-0.227	0.912	0.267	0.243E-04	12.643	5.078	26.587
1978	0.660	-0.192	0.852	0.333	0.243E-04	12.324	5.257	12.690
1979	2.023	0.290	1.734	0.327	0.243E-04	48.189	8.513	168.836
1980	0.515	-0.345	0.860	0.378	0.243E-04	10.665	4.511	9.388
1981	-1.545	-0.489	-1.056	0.461	0.243E-04	1.359	3.906	1.991
1982	0.035	-0.212	0.247	0.309	0.243E-04	6.600	5.155	0.484
1983	-1.618	-0.164	-1.454	0.401	0.243E-04	1.264	5.408	3.521
1984	0.808	-0.088	0.896	0.302	0.243E-04	14.294	5.833	18.842
1985	-0.968	0.680	-1.648	0.538	0.243E-04	2.421	12.575	2.072
1986	-0.164	0.614	-0.778	0.311	0.243E-04	5.409	11.776	3.108
1987	-0.826	0.436	-1.261	0.407	0.243E-04	2.790	9.850	3.040
1988	-1.803	0.286	-2.089	0.390	0.243E-04	1.050	8.480	4.778
1989	-2.142	0.523	-2.665	0.470	0.243E-04	0.748	10.749	3.560
1990	-0.402	0.382	-0.784	0.298	0.243E-04	4.261	9.335	3.412
1991	-0.218	0.301	-0.519	0.400	0.243E-04	5.123	8.609	1.173
1992	-1.370	0.712	-2.082	0.549	0.243E-04	1.619	12.982	2.266
1993	1.594	0.507	1.087	0.316	0.243E-04	31.369	10.579	31.587
1994	0.288	0.762	-0.474	0.262	0.243E-04	8.500	13.650	2.226
1995	-1.933	0.515	-2.448	0.310	0.243E-04	0.922	10.661	8.326
1996	1.686	0.732	0.955	0.332	0.243E-04	34.403	13.244	18.299
1997	1.199	0.401	0.797	0.262	0.243E-04	21.129	9.519	18.377
1998	2.026	0.542	1.484	0.318	0.243E-04	48.302	10.951	95.974
1999	1.246	0.409	0.837	0.354	0.243E-04	22.152	9.594	10.256
2000	0.718	-0.113	0.831	0.371	0.243E-04	13.068	5.693	8.856
2001	0.003	0.366	-0.363	0.436	0.243E-04	6.391	9.187	0.644
2002	-1.789	0.567	-2.356	0.441	0.243E-04	1.065	11.236	3.897
2003	0.253	0.055	0.198	0.412	0.243E-04	8.204	6.731	0.078
2004	0.418	0.154	0.264	0.389	0.243E-04	9.676	7.431	0.263

Selectivities by age
Year 4

```

-----
1975 1.000
1976 1.000
1977 1.000
1978 1.000
1979 1.000
1980 1.000
1981 1.000
1982 1.000
1983 1.000
1984 1.000
1985 1.000
1986 1.000
1987 1.000

```


1988 1.000
 1989 1.000
 1990 1.000
 1991 1.000
 1992 1.000
 1993 1.000
 1994 1.000
 1995 1.000
 1996 1.000
 1997 1.000
 1998 1.000
 1999 1.000
 2000 1.000
 2001 1.000
 2002 1.000
 2003 1.000
 2004 1.000

 5.6 ESP BB 5

Lognormal dist.
 average numbers
 Ages 5 - 5
 log-likelihood = -120.18
 deviance = 284.52
 Chi-sq. discrepancy= 1180.47

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1975	0.543	0.298	0.246	0.435	0.126E-04	3.162	2.473	0.128
1976	0.149	-0.068	0.217	0.484	0.126E-04	2.132	1.716	0.042
1977	-0.610	0.318	-0.928	0.394	0.126E-04	0.998	2.524	2.392
1978	1.285	-0.001	1.286	0.410	0.126E-04	6.638	1.834	29.580
1979	2.008	0.071	1.938	0.326	0.126E-04	13.682	1.971	277.815
1980	2.350	0.552	1.798	0.424	0.126E-04	19.256	3.189	103.544
1981	-0.964	-0.142	-0.822	0.646	0.126E-04	0.700	1.593	0.800
1982	0.489	-0.222	0.711	0.471	0.126E-04	2.994	1.471	2.725
1983	-2.492	0.016	-2.507	0.891	0.126E-04	0.152	1.865	0.737
1984	-0.332	0.062	-0.395	0.572	0.126E-04	1.317	1.955	0.473
1985	-1.867	0.162	-2.029	0.637	0.126E-04	0.284	2.160	1.594
1986	-0.029	0.961	-0.991	0.454	0.126E-04	1.783	4.803	1.928
1987	-0.036	0.878	-0.914	0.470	0.126E-04	1.771	4.419	1.664
1988	-0.380	0.719	-1.099	0.562	0.126E-04	1.256	3.769	1.380
1989	-1.802	0.515	-2.317	0.610	0.126E-04	0.303	3.073	1.872
1990	-0.800	0.751	-1.551	0.503	0.126E-04	0.825	3.890	2.293
1991	-0.208	0.583	-0.791	0.487	0.126E-04	1.492	3.290	1.334
1992	-1.487	0.539	-2.026	0.605	0.126E-04	0.415	3.148	1.792
1993	0.593	0.983	-0.390	0.397	0.126E-04	3.324	4.908	0.820
1994	-1.669	0.717	-2.387	0.448	0.126E-04	0.346	3.763	3.773
1995	-2.553	0.993	-3.546	0.674	0.126E-04	0.143	4.957	1.657
1996	1.370	0.716	0.654	0.362	0.126E-04	7.223	3.756	4.587
1997	0.197	0.872	-0.675	0.350	0.126E-04	2.237	4.392	2.082
1998	1.132	0.644	0.488	0.333	0.126E-04	5.696	3.495	2.513
1999	3.170	0.742	2.428	0.355	0.126E-04	43.699	3.857	689.593
2000	1.832	0.522	1.311	0.401	0.126E-04	11.472	3.094	33.559
2001	0.193	0.044	0.148	0.512	0.126E-04	2.227	1.920	0.001
2002	-1.998	0.532	-2.530	0.662	0.126E-04	0.249	3.126	1.591
2003	0.818	0.761	0.057	0.536	0.126E-04	4.162	3.930	0.021
2004	1.096	0.249	0.847	0.391	0.126E-04	5.493	2.355	8.178

Selectivities by age

Year 5

 1975 1.000
 1976 1.000
 1977 1.000
 1978 1.000
 1979 1.000
 1980 1.000
 1981 1.000
 1982 1.000
 1983 1.000
 1984 1.000
 1985 1.000
 1986 1.000
 1987 1.000
 1988 1.000
 1989 1.000
 1990 1.000
 1991 1.000
 1992 1.000
 1993 1.000
 1994 1.000
 1995 1.000
 1996 1.000
 1997 1.000
 1998 1.000
 1999 1.000
 2000 1.000
 2001 1.000
 2002 1.000
 2003 1.000

2004 1.000

5.7 JP LL East

Lognormal dist.
average numbers
Ages 5 - 10
log-likelihood = -495.05
deviance = 1134.07
Chi-sq. discrepancy= 1296.04

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1975	0.428	0.377	0.051	0.097	0.723E-06	0.551	0.524	0.236
1976	0.564	0.295	0.269	0.065	0.723E-06	0.631	0.482	21.786
1977	0.957	0.240	0.716	0.080	0.723E-06	0.934	0.457	170.307
1978	0.300	0.230	0.070	0.097	0.723E-06	0.485	0.452	0.486
1979	0.910	0.228	0.682	0.069	0.723E-06	0.892	0.451	197.287
1980	0.517	0.231	0.286	0.103	0.723E-06	0.602	0.452	9.888
1981	0.367	0.234	0.133	0.113	0.723E-06	0.518	0.453	1.436
1982	1.025	0.201	0.824	0.062	0.723E-06	1.000	0.439	428.016
1983	0.611	0.172	0.439	0.070	0.723E-06	0.661	0.426	61.246
1984	0.222	0.103	0.119	0.070	0.723E-06	0.448	0.398	3.130
1985	0.238	0.028	0.210	0.095	0.723E-06	0.455	0.369	5.690
1986	-0.026	0.053	-0.079	0.078	0.723E-06	0.350	0.378	1.018
1987	0.402	0.129	0.273	0.064	0.723E-06	0.537	0.408	23.538
1988	0.111	0.214	-0.104	0.074	0.723E-06	0.401	0.445	1.846
1989	-0.327	0.325	-0.652	0.102	0.723E-06	0.259	0.497	22.189
1990	-0.030	0.404	-0.433	0.075	0.723E-06	0.348	0.537	22.101
1991	-0.135	0.409	-0.545	0.068	0.723E-06	0.314	0.540	38.494
1992	-0.252	0.386	-0.637	0.078	0.723E-06	0.279	0.528	37.047
1993	-0.310	0.386	-0.696	0.083	0.723E-06	0.263	0.528	36.652
1994	-0.297	0.348	-0.645	0.091	0.723E-06	0.267	0.508	27.594
1995	-0.103	0.275	-0.379	0.092	0.723E-06	0.324	0.473	12.025
1996	-1.113	0.245	-1.359	0.165	0.723E-06	0.118	0.459	20.292
1997	-1.107	0.192	-1.298	0.158	0.723E-06	0.119	0.435	21.076
1998	-0.777	0.158	-0.936	0.114	0.723E-06	0.165	0.421	28.553
1999	-0.925	0.152	-1.077	0.164	0.723E-06	0.142	0.418	16.070
2000	-0.701	0.122	-0.823	0.149	0.723E-06	0.178	0.405	14.218
2001	-0.297	0.057	-0.354	0.109	0.723E-06	0.267	0.380	7.690
2002	0.262	-0.060	0.321	0.074	0.723E-06	0.466	0.338	25.448
2003	0.145	-0.201	0.346	0.068	0.723E-06	0.415	0.294	35.961
2004	-0.658	-0.370	-0.288	0.117	0.723E-06	0.186	0.248	4.724

Selectivities by age

Year	5	6	7	8	9	10
1975	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1976	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1977	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1978	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1979	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1980	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1981	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1982	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1983	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1984	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1985	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1986	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1987	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1988	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1989	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1990	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1991	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1992	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1993	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1994	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1995	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1996	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1997	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1998	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
1999	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
2000	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
2001	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
2002	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
2003	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798
2004	0.086	0.243	0.469	0.867	1.000	0.798

5.8 MAR Trap

Lognormal dist.
average numbers
Ages 10 - 10
log-likelihood = -1.56
deviance = 5.77
Chi-sq. discrepancy= 1.57

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
------	----------	-----------	-------------------------	-----------------------	-----------------	-------------------------	--------------------------	---------------------------

1998	0.469	-0.634	1.104	1.207	0.118E-02	969.630	321.610	0.063
1999	0.031	-0.713	0.744	0.931	0.118E-02	625.790	297.290	0.097
2000	0.694	-0.587	1.281	1.348	0.118E-02	1213.700	337.193	0.040
2001	1.132	-0.603	1.735	1.610	0.118E-02	1880.870	331.699	0.025
2002	0.077	-0.733	0.811	0.959	0.118E-02	655.300	291.295	0.117
2003	-1.269	-0.879	-0.389	0.317	0.118E-02	170.540	251.738	1.198
2004	-1.135	-1.136	0.001	0.359	0.118E-02	194.960	194.820	0.028

Selectivities by age

Year	10
----	-----
1998	1.000
1999	1.000
2000	1.000
2001	1.000
2002	1.000
2003	1.000
2004	1.000

=====

TOTAL NUMBER OF FUNCTION EVALUATIONS = 1168

Table 12. Estimates of average total mortality for spawning BFT in the eastern Atlantic and Mediterranean from year-class analyses and from the VPA (RUN3). See text for computational details.

Cohort	Year it entered 10+ age	Esp. Trap Z_{11-17}	JPN LL Z_{10-14}	VPA Z_{10+}
1977	1987		0.58	0.18
1978	1988		0.33	0.19
1979	1989		0.27	0.19
1980	1990		0.46	0.22
1981	1991	0.22	0.37	0.25
1982	1992	0.16	0.40	0.28
1983	1993	0.23	0.59	0.32
1984	1994	0.41	0.49	0.34
1985	1995	0.54	0.61	0.34
1986	1996	0.76	0.36	0.33
1987	1997	0.69	0.43	0.32
1988	1998		0.47	0.32
1989	1999		0.31	0.36
1990	2000		0.52	0.40

Table 13. Continuity run results for the western Atlantic assessment.

```

*****
VPA-2BOX
SUMMARY STATISTICS AND DIAGNOSTIC OUTPUT
*****

BFT West 1970-2004 Continuity
12:31, 15 June 2006

=====
Total objective function = 2.62
  (with constants) = 294.55
Number of parameters (P) = 19
Number of data points (D)= 191
AIC : 2*objective+2P = 627.09
AICc: 2*objective+2P(...)= 631.53
BIC : 2*objective+Plog(D)= 688.88
Chi-square discrepancy = 161.78

Loglikelihoods (deviance)= -3.78 ( 190.58)
  effort data = -3.78 ( 190.58)

Log-posteriors = 1.17
  catchability = 0.00
  f-ratio = 1.17
  natural mortality = 0.00
  mixing coeff. = 0.00

```

Constraints = 0.00
 terminal F = 0.00
 stock-rec./sex ratio = 0.00

Out of bounds penalty = 0.00

TABLE 1. FISHING MORTALITY RATE FOR BFT WEST of 45, 1970-2004, Continuity

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1970	0.229	0.731	0.924	0.242	0.088	0.031	0.015	0.005	0.023	0.023
1971	0.292	1.177	0.604	0.996	0.010	0.049	0.086	0.147	0.038	0.038
1972	0.233	0.931	0.845	0.098	0.181	0.002	0.020	0.029	0.036	0.036
1973	0.038	0.678	0.792	0.394	0.070	0.090	0.019	0.065	0.033	0.033
1974	0.131	0.191	0.382	0.354	0.283	0.027	0.071	0.021	0.056	0.101
1975	0.390	0.552	0.106	0.362	0.064	0.067	0.015	0.064	0.046	0.083
1976	0.043	0.287	0.535	0.046	0.130	0.032	0.030	0.065	0.065	0.118
1977	0.016	0.236	0.208	0.448	0.096	0.223	0.111	0.093	0.076	0.138
1978	0.104	0.170	0.320	0.190	0.240	0.100	0.053	0.069	0.078	0.141
1979	0.036	0.300	0.383	0.389	0.141	0.110	0.081	0.059	0.102	0.185
1980	0.051	0.289	0.546	0.347	0.112	0.163	0.237	0.138	0.133	0.241
1981	0.110	0.202	0.499	0.505	0.391	0.194	0.219	0.197	0.146	0.265
1982	0.066	0.086	0.045	0.023	0.051	0.071	0.032	0.052	0.072	0.070
1983	0.040	0.056	0.094	0.029	0.048	0.175	0.174	0.107	0.120	0.116
1984	0.013	0.103	0.052	0.075	0.083	0.114	0.154	0.125	0.116	0.112
1985	0.008	0.103	0.228	0.097	0.207	0.213	0.088	0.219	0.151	0.146
1986	0.006	0.099	0.176	0.086	0.048	0.112	0.065	0.056	0.173	0.167
1987	0.021	0.187	0.203	0.184	0.142	0.129	0.138	0.112	0.151	0.146
1988	0.054	0.164	0.235	0.125	0.181	0.187	0.165	0.174	0.192	0.185
1989	0.015	0.185	0.039	0.105	0.068	0.136	0.161	0.180	0.234	0.226
1990	0.025	0.096	0.395	0.058	0.089	0.084	0.142	0.196	0.210	0.203
1991	0.038	0.192	0.350	0.103	0.059	0.094	0.146	0.224	0.215	0.207
1992	0.008	0.084	0.037	0.064	0.066	0.049	0.114	0.148	0.223	0.216
1993	0.006	0.024	0.093	0.072	0.120	0.105	0.087	0.184	0.168	0.162
1994	0.046	0.014	0.040	0.057	0.070	0.132	0.141	0.153	0.150	0.145
1995	0.015	0.033	0.093	0.127	0.120	0.080	0.076	0.141	0.156	0.151
1996	0.006	0.160	0.066	0.192	0.100	0.059	0.112	0.110	0.159	0.153
1997	0.005	0.017	0.150	0.053	0.077	0.082	0.102	0.116	0.167	0.162
1998	0.003	0.026	0.083	0.094	0.057	0.061	0.122	0.188	0.180	0.174
1999	0.001	0.009	0.077	0.052	0.063	0.057	0.149	0.184	0.217	0.210
2000	0.002	0.004	0.020	0.078	0.149	0.132	0.139	0.162	0.183	0.176
2001	0.029	0.008	0.051	0.098	0.067	0.082	0.168	0.107	0.227	0.219
2002	0.004	0.151	0.134	0.140	0.108	0.073	0.217	0.278	0.272	0.262
2003	0.004	0.029	0.178	0.177	0.063	0.032	0.166	0.231	0.206	0.199
2004	0.028	0.089	0.089	0.175	0.175	0.103	0.103	0.163	0.163	0.157

TABLE 2. ABUNDANCE AT THE BEGINNING OF THE YEAR [BY AREA] FOR BFT WEST of 45, 1970-2004, Continuity

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1970	338979.	215229.	224261.	106844.	46771.	32478.	12338.	37162.	24415.
174464.									
1971	265765.	234406.	90052.	77414.	72953.	37239.	27384.	10562.	32156.
168983.									
1972	233196.	172552.	62803.	42799.	24862.	62797.	30818.	21845.	7929.
168272.									
1973	147538.	160547.	59145.	23449.	33738.	18028.	54483.	26264.	18456.
147812.									
1974	487502.	123510.	70884.	23280.	13744.	27347.	14324.	46478.	21396.
139903.									
1975	143981.	371763.	88732.	42060.	14204.	9005.	23139.	11601.	39557.
127592.									
1976	136697.	84777.	186167.	69392.	25469.	11583.	7320.	19821.	9462.
134974.									
1977	86916.	113802.	55335.	94819.	57619.	19446.	9750.	6173.	16146.
111995.									
1978	55504.	74373.	78106.	39075.	52647.	45488.	13530.	7585.	4891.
97789.									
1979	82155.	43477.	54555.	49325.	28100.	35987.	35767.	11153.	6155.
77800.									
1980	68030.	68866.	28001.	32323.	29049.	21223.	28036.	28664.	9138.
61050.									
1981	62404.	56199.	44844.	14097.	19860.	22588.	15679.	19234.	21708.
48685.									
1982	58768.	48590.	39922.	23666.	7399.	11680.	16179.	10951.	13737.
48764.									
1983	98343.	47807.	38772.	33166.	20110.	6114.	9455.	13620.	9038.
50632.									
1984	70446.	82143.	39291.	30689.	28003.	16664.	4462.	6909.	10644.
46165.									
1985	78176.	60434.	64429.	32438.	24750.	22411.	12932.	3327.	5300.
44117.									
1986	96684.	67434.	47400.	44574.	25581.	17494.	15749.	10290.	2322.
37107.									
1987	76214.	83528.	53097.	34573.	35548.	21189.	13603.	12825.	8463.
28995.									
1988	98937.	64849.	60228.	37691.	25011.	26818.	16184.	10302.	9971.
28109.									
1989	57779.	81473.	47868.	41378.	28915.	18145.	19347.	11931.	7525.
27463.									

1990	105033.	49498.	58858.	40029.	32394.	23496.	13771.	14315.	8667.
24232.									
1991	95380.	89096.	39087.	34462.	32838.	25762.	18788.	10382.	10235.
23313.									
1992	60515.	79809.	63946.	23936.	27038.	26905.	20385.	14119.	7217.
23648.									
1993	60168.	52177.	63785.	53571.	19522.	22000.	22274.	15813.	10591.
21587.									
1994	47844.	51986.	44304.	50537.	43323.	15052.	17220.	17743.	11432.
23741.									
1995	79962.	39717.	44551.	37015.	41496.	35114.	11466.	13000.	13231.
26404.									
1996	73358.	68503.	33406.	35301.	28343.	31988.	28173.	9242.	9819.
29588.									
1997	44876.	63389.	50744.	27192.	25340.	22301.	26210.	21891.	7194.
29345.									
1998	79966.	38809.	54182.	37985.	22413.	20402.	17867.	20572.	16953.
26994.									
1999	82436.	69277.	32881.	43368.	30058.	18404.	16682.	13745.	14820.
32031.									
2000	48639.	71599.	59678.	26469.	35805.	24531.	15112.	12489.	9942.
32943.									
2001	52796.	42193.	61986.	50862.	21280.	26820.	18688.	11428.	9232.
31213.									
2002	121521.	44597.	36378.	51195.	40102.	17295.	21476.	13736.	8923.
28184.									
2003	45518.	105209.	33350.	27666.	38690.	31287.	13980.	15030.	9044.
24762.									
2004	11718.	39416.	88890.	24259.	20152.	31573.	26338.	10297.	10368.
24050.									
2005		9902.	31342.	70681.	17702.	14705.	24754.	20650.	7609.
25533.									
=====									
=====									

TABLE 3. CATCH OF BFT WEST of 45, 1970-2004, Continuity

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
10									

1970	64886.	105064.	127518.	21456.	3677.	914.	176.	162.	514.
3673.									
1971	62999.	153362.	38360.	46075.	671.	1671.	2107.	1348.	1133.
5954.									
1972	45402.	98578.	33762.	3729.	3857.	118.	567.	575.	260.
5518.									
1973	5104.	74309.	30480.	7161.	2130.	1449.	953.	1543.	555.
4445.									
1974	55958.	20054.	21092.	6505.	3170.	683.	915.	912.	1079.
12505.									
1975	43556.	148026.	8327.	11961.	822.	546.	316.	670.	1650.
9469.									
1976	5410.	19780.	72392.	2908.	2898.	343.	205.	1167.	557.
14031.									
1977	1275.	22418.	9717.	32138.	4947.	3632.	958.	511.	1109.
13526.									
1978	5133.	10864.	20015.	6315.	10529.	4060.	655.	472.	341.
11982.									
1979	2745.	10552.	16286.	14915.	3447.	3493.	2611.	599.	558.
12282.									
1980	3161.	16183.	11067.	8881.	2865.	2981.	5532.	3453.	1062.
12213.									
1981	6085.	9614.	16539.	5243.	6022.	3720.	2883.	3210.	2764.
10617.									
1982	3528.	3728.	1654.	498.	342.	751.	478.	518.	897.
3078.									
1983	3600.	2438.	3243.	891.	880.	918.	1410.	1286.	956.
5181.									
1984	868.	7504.	1848.	2073.	2078.	1671.	594.	759.	1090.
4573.									
1985	568.	5523.	12310.	2814.	4329.	4018.	1023.	613.	695.
5599.									
1986	563.	5939.	7136.	3441.	1128.	1725.	931.	519.	345.
5337.									
1987	1512.	13326.	9113.	5427.	4393.	2405.	1638.	1266.	1110.
3681.									
1988	4874.	9151.	11820.	4141.	3871.	4268.	2300.	1540.	1627.
4442.									
1989	787.	12878.	1703.	3846.	1763.	2154.	2693.	1834.	1467.
5189.									
1990	2379.	4238.	18015.	2106.	2578.	1760.	1709.	2378.	1534.
4155.									
1991	3340.	14534.	10826.	3140.	1765.	2162.	2381.	1947.	1851.
4085.									
1992	464.	6015.	2170.	1383.	1617.	1199.	2051.	1810.	1352.
4293.									
1993	345.	1134.	5281.	3491.	2063.	2049.	1742.	2491.	1531.
3021.									
1994	2015.	691.	1612.	2619.	2738.	1741.	2118.	2359.	1491.
2997.									
1995	1088.	1206.	3685.	4124.	4393.	2529.	780.	1594.	1786.
3450.									
1996	414.	9473.	1987.	5755.	2514.	1718.	2796.	903.	1349.
3935.									
1997	219.	994.	6591.	1317.	1749.	1634.	2379.	2234.	1037.
4095.									
1998	260.	921.	4013.	3186.	1161.	1132.	1921.	3297.	2613.
4029.									
1999	73.	589.	2274.	2038.	1719.	953.	2165.	2160.	2708.
5671.									

2000	98.	278.	1094.	1860.	4631.	2836.	1839.	1748.	1551.
4977.									
2001	1398.	325.	2892.	4423.	1294.	1977.	2700.	1087.	1756.
5753.									
2002	468.	5828.	4257.	6254.	3843.	1134.	3918.	3120.	1987.
6086.									
2003	167.	2763.	5092.	4195.	2216.	925.	1997.	2904.	1573.
4172.									
2004	306.	3143.	7088.	3644.	3027.	2895.	2415.	1444.	1454.
3265.									

TABLE 4. SPAWNING STOCK FECUNDITY AND RECRUITMENT OF BFT WEST of 45, 1970-2004, Continuity

year	spawning biomass	recruits from VPA
1970	52501.	338979.
1971	47510.	265765.
1972	47670.	233196.
1973	45327.	147538.
1974	45878.	487502.
1975	39153.	143981.
1976	37137.	136697.
1977	31648.	86916.
1978	28823.	55504.
1979	22731.	82155.
1980	21177.	68030.
1981	18618.	62404.
1982	17623.	58768.
1983	17318.	98343.
1984	14800.	70446.
1985	11822.	78176.
1986	11303.	96684.
1987	10190.	76214.
1988	9740.	98937.
1989	9089.	57779.
1990	8949.	105033.
1991	8337.	95380.
1992	8227.	60515.
1993	8904.	60168.
1994	9464.	47844.
1995	10422.	79962.
1996	10079.	73358.
1997	11086.	44876.
1998	11644.	79966.
1999	11082.	82436.
2000	11082.	48639.
2001	10214.	52796.
2002	9412.	121521.
2003	9108.	45518.
2004	8534.	11718.

TABLE 5. FITS TO INDEX DATA FOR BFT WEST of 45, 1970-2004, Continuity

5.1 CAN GSL

Lognormal dist.
average numbers

Ages 10 - 10

log-likelihood = 1.68

deviance = 19.63

Chi-sq. discrepancy= 16.80

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1981	0.513	0.955	-0.441	0.619	0.103E-03	1.671	2.598	0.471
1982	0.461	0.802	-0.341	0.619	0.103E-03	1.586	2.231	0.365
1983	0.862	0.743	0.119	0.619	0.103E-03	2.367	2.103	0.011
1984	0.336	0.277	0.059	0.619	0.103E-03	1.399	1.319	0.033
1985	-0.646	0.137	-0.783	0.619	0.103E-03	0.524	1.147	0.830
1986	-0.418	0.173	-0.591	0.619	0.103E-03	0.658	1.189	0.630
1987	-0.959	-0.147	-0.813	0.619	0.103E-03	0.383	0.863	0.859
1988	-0.310	-0.130	-0.179	0.619	0.103E-03	0.734	0.878	0.206
1989	-0.315	-0.278	-0.038	0.619	0.103E-03	0.730	0.758	0.090
1990	-0.868	-0.330	-0.538	0.619	0.103E-03	0.420	0.719	0.574
1991	-0.268	-0.586	0.317	0.619	0.103E-03	0.765	0.557	0.038
1992	-0.230	-0.619	0.390	0.619	0.103E-03	0.795	0.538	0.103
1993	-0.029	-0.347	0.317	0.619	0.103E-03	0.971	0.707	0.038
1994	-1.162	-0.475	-0.687	0.619	0.103E-03	0.313	0.622	0.731
1995	0.129	-0.127	0.256	0.619	0.103E-03	1.137	0.881	0.009
1996	-0.954	-0.254	-0.701	0.619	0.103E-03	0.385	0.776	0.746
1997	-0.934	-0.269	-0.666	0.619	0.103E-03	0.393	0.764	0.709
1998	-0.322	-0.469	0.148	0.619	0.103E-03	0.725	0.626	0.004
1999	0.038	-0.492	0.530	0.619	0.103E-03	1.039	0.611	0.347
2000	-0.122	-0.369	0.248	0.619	0.103E-03	0.885	0.691	0.007
2001	-0.006	-0.737	0.732	0.619	0.103E-03	0.994	0.478	1.096
2002	-0.149	-0.795	0.646	0.619	0.103E-03	0.862	0.452	0.705
2003	0.191	-0.618	0.810	0.619	0.103E-03	1.211	0.539	1.565

2004	0.752	-0.455	1.207	0.619	0.103E-03	2.122	0.634	6.635
------	-------	--------	-------	-------	-----------	-------	-------	-------

Selectivities by age

Year 10

1981 0.630

1982 0.492

1983 0.457

1984 0.314

1985 0.290

1986 0.361

1987 0.332

1988 0.355

1989 0.320

1990 0.340

1991 0.274

1992 0.263

1993 0.368

1994 0.292

1995 0.373

1996 0.294

1997 0.293

1998 0.262

1999 0.220

2000 0.238

2001 0.177

2002 0.189

2003 0.249

2004 0.296

5.2 CAN SWNS4X

Not used

5.3 CAN SWNS

Lognormal dist.

average numbers

Ages 7 - 10

log-likelihood = -11.84

deviance = 39.97

Chi-sq. discrepancy= 39.27

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1988	0.575	-0.379	0.955	0.619	0.158E-04	1.778	0.684	2.801
1989	1.191	-0.404	1.595	0.619	0.158E-04	3.289	0.667	20.143
1990	0.749	-0.442	1.192	0.619	0.158E-04	2.115	0.642	6.312
1991	0.265	-0.464	0.729	0.619	0.158E-04	1.304	0.629	1.082
1992	0.251	-0.436	0.687	0.619	0.158E-04	1.286	0.647	0.879
1993	-1.041	-0.362	-0.680	0.619	0.158E-04	0.353	0.696	0.724
1994	0.208	-0.304	0.512	0.619	0.158E-04	1.231	0.738	0.306
1995	-0.145	-0.325	0.181	0.619	0.158E-04	0.865	0.722	0.000
1996	-1.069	-0.276	-0.793	0.619	0.158E-04	0.343	0.759	0.839
1997	-1.357	-0.165	-1.192	0.619	0.158E-04	0.257	0.848	1.201
1998	-1.057	-0.134	-0.923	0.619	0.158E-04	0.348	0.875	0.965
1999	-0.183	-0.188	0.005	0.619	0.158E-04	0.833	0.829	0.062
2000	-1.792	-0.260	-1.532	0.619	0.158E-04	0.167	0.771	1.444
2001	-0.439	-0.308	-0.131	0.619	0.158E-04	0.645	0.735	0.163
2002	0.109	-0.349	0.458	0.619	0.158E-04	1.115	0.705	0.199
2003	0.206	-0.415	0.621	0.619	0.158E-04	1.228	0.660	0.614
2004	-2.055	-0.371	-1.684	0.619	0.158E-04	0.128	0.690	1.534

Selectivities by age

Year 7 8 9 10

1988 0.327 0.771 0.924 1.000

1989 0.327 0.771 0.924 1.000

1990 0.327 0.771 0.924 1.000

1991 0.327 0.771 0.924 1.000

1992 0.327 0.771 0.924 1.000

1993 0.327 0.771 0.924 1.000

1994 0.327 0.771 0.924 1.000

1995 0.327 0.771 0.924 1.000

1996 0.327 0.771 0.924 1.000

1997 0.327 0.771 0.924 1.000

1998 0.327 0.771 0.924 1.000

1999 0.327 0.771 0.924 1.000

2000 0.327 0.771 0.924 1.000

2001 0.327 0.771 0.924 1.000

2002 0.327 0.771 0.924 1.000

2003 0.327 0.771 0.924 1.000

2004 0.327 0.771 0.924 1.000

5.4 US LL GOM RM

Not used

5.5 US LL GOM JC

Lognormal dist.

month 0 numbers

Ages 8 - 10

log-likelihood = 0.05

deviance = 17.15

Chi-sq. discrepancy= 22.88

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1987	0.662	-0.168	0.830	0.619	0.206E-04	1.938	0.845	1.706
1988	-0.190	-0.182	-0.009	0.619	0.206E-04	0.827	0.834	0.071
1989	0.093	-0.236	0.329	0.619	0.206E-04	1.098	0.790	0.046
1990	1.073	-0.272	1.346	0.619	0.206E-04	2.926	0.762	10.072
1991	0.903	-0.301	1.203	0.619	0.206E-04	2.466	0.740	6.549
1992	-0.578	-0.325	-0.253	0.619	0.206E-04	0.561	0.723	0.276
1993	-0.348	-0.284	-0.063	0.619	0.206E-04	0.706	0.753	0.108
1994	-1.053	-0.191	-0.862	0.619	0.206E-04	0.349	0.827	0.908
1995	-1.059	-0.132	-0.927	0.619	0.206E-04	0.347	0.877	0.970
1996	-0.814	-0.158	-0.656	0.619	0.206E-04	0.443	0.854	0.699
1997	-0.434	-0.106	-0.328	0.619	0.206E-04	0.648	0.899	0.352
1998	-0.369	0.012	-0.381	0.619	0.206E-04	0.692	1.012	0.407
1999	-0.181	0.026	-0.207	0.619	0.206E-04	0.835	1.026	0.231
2000	-0.290	-0.051	-0.239	0.619	0.206E-04	0.748	0.950	0.262
2001	-0.043	-0.113	0.070	0.619	0.206E-04	0.958	0.894	0.028
2002	0.049	-0.170	0.219	0.619	0.206E-04	1.050	0.843	0.002
2003	-0.361	-0.242	-0.119	0.619	0.206E-04	0.697	0.785	0.153
2004	-0.230	-0.278	0.048	0.619	0.206E-04	0.794	0.757	0.039

Selectivities by age

Year	8	9	10
1987	0.372	0.852	1.000
1988	0.372	0.852	1.000
1989	0.372	0.852	1.000
1990	0.372	0.852	1.000
1991	0.372	0.852	1.000
1992	0.372	0.852	1.000
1993	0.372	0.852	1.000
1994	0.372	0.852	1.000
1995	0.372	0.852	1.000
1996	0.372	0.852	1.000
1997	0.372	0.852	1.000
1998	0.372	0.852	1.000
1999	0.372	0.852	1.000
2000	0.372	0.852	1.000
2001	0.372	0.852	1.000
2002	0.372	0.852	1.000
2003	0.372	0.852	1.000
2004	0.372	0.852	1.000

5.6 US RR <145

Lognormal dist.

average numbers

Ages 1 - 5

log-likelihood = 3.12

deviance = 5.27

Chi-sq. discrepancy= 5.98

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1980	-0.225	-0.300	0.076	0.619	0.778E-05	0.799	0.741	0.026
1981	-0.919	-0.310	-0.609	0.619	0.778E-05	0.399	0.734	0.650
1982	0.743	-0.301	1.043	0.619	0.778E-05	2.102	0.740	3.861
1983	0.108	-0.209	0.317	0.619	0.778E-05	1.114	0.812	0.038
1985	-0.462	0.006	-0.469	0.619	0.778E-05	0.630	1.006	0.500
1986	-0.251	0.001	-0.252	0.619	0.778E-05	0.778	1.001	0.275
1987	0.198	0.068	0.130	0.619	0.778E-05	1.219	1.071	0.008
1988	-0.012	0.032	-0.044	0.619	0.778E-05	0.988	1.032	0.094
1989	-0.012	0.030	-0.042	0.619	0.778E-05	0.988	1.030	0.093
1990	-0.101	-0.071	-0.030	0.619	0.778E-05	0.904	0.931	0.084
1991	0.232	0.025	0.207	0.619	0.778E-05	1.261	1.026	0.000
1992	-0.199	0.128	-0.326	0.619	0.778E-05	0.820	1.136	0.350

Selectivities by age

Year	1	2	3	4	5
1980	0.222	0.950	1.000	0.229	0.081
1981	0.222	0.950	1.000	0.229	0.081
1982	0.222	0.950	1.000	0.229	0.081
1983	0.222	0.950	1.000	0.229	0.081
1985	0.222	0.950	1.000	0.229	0.081
1986	0.222	0.950	1.000	0.229	0.081
1987	0.222	0.950	1.000	0.229	0.081
1988	0.222	0.950	1.000	0.229	0.081
1989	0.222	0.950	1.000	0.229	0.081
1990	0.222	0.950	1.000	0.229	0.081
1991	0.222	0.950	1.000	0.229	0.081
1992	0.222	0.950	1.000	0.229	0.081

5.7 US RR 66-144

Lognormal dist.
average numbers
Ages 2 - 3
log-likelihood = -3.95
deviance = 19.40
Chi-sq. discrepancy= 12.98

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	-0.222	-0.085	-0.136	0.619	0.110E-04	0.801	0.918	0.167
1994	-1.945	-0.302	-1.642	0.619	0.110E-04	0.143	0.739	1.510
1995	-0.726	-0.417	-0.308	0.619	0.110E-04	0.484	0.659	0.331
1996	0.575	-0.367	0.942	0.619	0.110E-04	1.777	0.693	2.673
1997	0.949	-0.172	1.122	0.619	0.110E-04	2.584	0.842	5.038
1998	0.418	-0.286	0.704	0.619	0.110E-04	1.519	0.751	0.958
1999	-0.002	-0.332	0.330	0.619	0.110E-04	0.998	0.717	0.047
2000	-0.113	0.012	-0.125	0.619	0.110E-04	0.893	1.012	0.158
2001	-1.133	-0.153	-0.980	0.619	0.110E-04	0.322	0.858	1.019
2002	-0.161	-0.535	0.374	0.619	0.110E-04	0.851	0.585	0.086
2003	-0.842	-0.100	-0.742	0.619	0.110E-04	0.431	0.905	0.787
2004	0.544	0.083	0.461	0.619	0.110E-04	1.723	1.086	0.205

Selectivities by age
Year 2 3

1993	0.557	1.000
1994	0.557	1.000
1995	0.557	1.000
1996	0.557	1.000
1997	0.557	1.000
1998	0.557	1.000
1999	0.557	1.000
2000	0.557	1.000
2001	0.557	1.000
2002	0.557	1.000
2003	0.557	1.000
2004	0.557	1.000

5.8 US RR >195

Lognormal dist.
average numbers
Ages 8 - 10
log-likelihood = 3.09
deviance = 3.40
Chi-sq. discrepancy= 2.80

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1983	1.031	0.288	0.743	0.619	0.248E-04	2.805	1.334	1.159
1984	0.220	0.181	0.039	0.619	0.248E-04	1.246	1.198	0.043
1985	-0.154	0.040	-0.194	0.619	0.248E-04	0.857	1.041	0.219
1986	-0.687	-0.094	-0.594	0.619	0.248E-04	0.503	0.911	0.633
1987	-0.637	-0.179	-0.458	0.619	0.248E-04	0.529	0.836	0.489
1988	-0.061	-0.227	0.166	0.619	0.248E-04	0.941	0.797	0.001
1989	-0.270	-0.280	0.009	0.619	0.248E-04	0.763	0.756	0.060
1990	-0.468	-0.318	-0.151	0.619	0.248E-04	0.626	0.728	0.180
1991	-0.198	-0.370	0.171	0.619	0.248E-04	0.820	0.691	0.001
1992	-0.094	-0.362	0.268	0.619	0.248E-04	0.910	0.696	0.013

Selectivities by age
Year 8 9 10

1983	0.398	0.551	1.000
1984	0.398	0.551	1.000
1985	0.398	0.551	1.000
1986	0.398	0.551	1.000
1987	0.398	0.551	1.000
1988	0.398	0.551	1.000
1989	0.398	0.551	1.000
1990	0.398	0.551	1.000
1991	0.398	0.551	1.000
1992	0.398	0.551	1.000

5.9 US RR >177

Lognormal dist.
average numbers
Ages 7 - 10
log-likelihood = 1.68
deviance = 8.15
Chi-sq. discrepancy= 4.82

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	-0.338	-0.135	-0.203	0.619	0.185E-04	0.713	0.874	0.228
1994	-0.198	-0.119	-0.079	0.619	0.185E-04	0.820	0.888	0.120
1995	0.187	-0.165	0.351	0.619	0.185E-04	1.205	0.848	0.064
1996	0.750	-0.011	0.760	0.619	0.185E-04	2.116	0.989	1.254
1997	-0.108	0.062	-0.169	0.619	0.185E-04	0.898	1.064	0.196
1998	0.186	0.035	0.151	0.619	0.185E-04	1.204	1.035	0.003
1999	0.269	-0.007	0.276	0.619	0.185E-04	1.309	0.993	0.017
2000	-0.440	-0.072	-0.368	0.619	0.185E-04	0.644	0.930	0.393
2001	0.332	-0.096	0.429	0.619	0.185E-04	1.394	0.908	0.153
2002	0.479	-0.125	0.604	0.619	0.185E-04	1.615	0.883	0.557
2003	-1.231	-0.233	-0.998	0.619	0.185E-04	0.292	0.792	1.035
2004	-0.863	-0.108	-0.754	0.619	0.185E-04	0.422	0.897	0.801

Selectivities by age

Year	7	8	9	10
1993	0.639	0.646	0.795	1.000
1994	0.639	0.646	0.795	1.000
1995	0.639	0.646	0.795	1.000
1996	0.639	0.646	0.795	1.000
1997	0.639	0.646	0.795	1.000
1998	0.639	0.646	0.795	1.000
1999	0.639	0.646	0.795	1.000
2000	0.639	0.646	0.795	1.000
2001	0.639	0.646	0.795	1.000
2002	0.639	0.646	0.795	1.000
2003	0.639	0.646	0.795	1.000
2004	0.639	0.646	0.795	1.000

5.10 LARVAL PENN

Lognormal dist.

average biomass

Ages 8 - 10

log-likelihood = -0.75

deviance = 25.46

Chi-sq. discrepancy= 19.30

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1977	1.064	0.659	0.406	0.619	0.609E-07	2.899	1.932	0.122
1978	1.831	0.565	1.265	0.619	0.609E-07	6.237	1.760	7.929
1981	0.330	0.131	0.199	0.619	0.609E-07	1.391	1.140	0.000
1982	0.472	0.072	0.400	0.619	0.609E-07	1.603	1.075	0.115
1983	0.105	0.055	0.049	0.619	0.609E-07	1.111	1.057	0.038
1984	-1.022	-0.102	-0.920	0.619	0.609E-07	0.360	0.903	0.963
1986	-0.739	-0.370	-0.369	0.619	0.609E-07	0.478	0.691	0.394
1987	-0.890	-0.474	-0.416	0.619	0.609E-07	0.411	0.622	0.443
1988	0.282	-0.518	0.801	0.619	0.609E-07	1.326	0.595	1.503
1989	-0.047	-0.587	0.539	0.619	0.609E-07	0.954	0.556	0.369
1990	-0.906	-0.603	-0.303	0.619	0.609E-07	0.404	0.547	0.326
1991	-1.545	-0.673	-0.871	0.619	0.609E-07	0.213	0.510	0.917
1992	-0.425	-0.687	0.262	0.619	0.609E-07	0.654	0.503	0.011
1993	-0.324	-0.609	0.285	0.619	0.609E-07	0.723	0.544	0.020
1994	-0.205	-0.548	0.343	0.619	0.609E-07	0.815	0.578	0.057
1995	-1.127	-0.452	-0.676	0.619	0.609E-07	0.324	0.637	0.720
1996	0.228	-0.485	0.713	0.619	0.609E-07	1.256	0.616	1.000
1997	-0.638	-0.390	-0.248	0.619	0.609E-07	0.528	0.677	0.271
1998	-1.450	-0.340	-1.110	0.619	0.609E-07	0.235	0.712	1.133
1999	-0.170	-0.389	0.219	0.619	0.609E-07	0.844	0.678	0.002
2000	-0.948	-0.390	-0.559	0.619	0.609E-07	0.387	0.677	0.596
2001	-0.530	-0.470	-0.059	0.619	0.609E-07	0.589	0.625	0.105
2002	-1.675	-0.550	-1.125	0.619	0.609E-07	0.187	0.577	1.146
2003	0.096	-0.585	0.681	0.619	0.609E-07	1.101	0.557	0.852
2004	-0.157	-0.651	0.494	0.619	0.609E-07	0.854	0.521	0.266

Selectivities by age

Year	8	9	10
1977	1.000	1.000	1.000
1978	1.000	1.000	1.000
1981	1.000	1.000	1.000
1982	1.000	1.000	1.000
1983	1.000	1.000	1.000
1984	1.000	1.000	1.000
1986	1.000	1.000	1.000
1987	1.000	1.000	1.000
1988	1.000	1.000	1.000
1989	1.000	1.000	1.000
1990	1.000	1.000	1.000
1991	1.000	1.000	1.000
1992	1.000	1.000	1.000
1993	1.000	1.000	1.000
1994	1.000	1.000	1.000
1995	1.000	1.000	1.000
1996	1.000	1.000	1.000
1997	1.000	1.000	1.000
1998	1.000	1.000	1.000
1999	1.000	1.000	1.000

```

2000  1.000  1.000  1.000
2001  1.000  1.000  1.000
2002  1.000  1.000  1.000
2003  1.000  1.000  1.000
2004  1.000  1.000  1.000

```

5.11 LARVAL DELTA

Not used

5.12 JLL AREA 2

```

Lognormal dist.
month 0 numbers
Ages 2 - 9
log-likelihood    =      3.29
deviance          =     21.21
Chi-sq. discrepancy=     13.25

```

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1976	-0.272	0.243	-0.515	0.619	0.646E-05	0.762	1.275	0.549
1977	0.878	0.207	0.671	0.619	0.646E-05	2.407	1.230	0.809
1978	0.159	0.148	0.011	0.619	0.646E-05	1.172	1.159	0.059
1979	-0.105	0.072	-0.176	0.619	0.646E-05	0.901	1.074	0.203
1980	0.359	-0.124	0.483	0.619	0.646E-05	1.431	0.883	0.244
1981	0.706	-0.317	1.023	0.619	0.646E-05	2.026	0.729	3.589
1982	-0.444	-0.596	0.151	0.619	0.646E-05	0.641	0.551	0.003
1983	-1.183	-0.538	-0.646	0.619	0.646E-05	0.306	0.584	0.688
1984	-0.009	-0.436	0.427	0.619	0.646E-05	0.991	0.646	0.151
1985	0.224	-0.283	0.507	0.619	0.646E-05	1.251	0.753	0.293
1986	-1.981	-0.258	-1.722	0.619	0.646E-05	0.138	0.772	1.554
1987	-0.563	-0.162	-0.400	0.619	0.646E-05	0.570	0.850	0.427
1988	0.040	-0.147	0.188	0.619	0.646E-05	1.041	0.863	0.000
1989	-0.125	-0.182	0.056	0.619	0.646E-05	0.882	0.834	0.034
1990	-0.434	-0.123	-0.311	0.619	0.646E-05	0.648	0.885	0.334
1991	-0.184	-0.162	-0.022	0.619	0.646E-05	0.832	0.850	0.079
1992	0.194	-0.149	0.343	0.619	0.646E-05	1.214	0.862	0.057
1993	0.115	-0.061	0.176	0.619	0.646E-05	1.122	0.941	0.001
1994	0.372	-0.058	0.430	0.619	0.646E-05	1.451	0.944	0.155
1995	-0.221	-0.052	-0.169	0.619	0.646E-05	0.801	0.949	0.196
1996	0.710	-0.113	0.823	0.619	0.646E-05	2.034	0.893	1.656
1997	0.269	-0.149	0.418	0.619	0.646E-05	1.308	0.862	0.137
1998	-0.234	-0.150	-0.084	0.619	0.646E-05	0.792	0.861	0.124
1999	-0.397	-0.198	-0.199	0.619	0.646E-05	0.672	0.820	0.224
2000	-0.289	-0.146	-0.142	0.619	0.646E-05	0.749	0.864	0.172
2001	-0.710	-0.088	-0.622	0.619	0.646E-05	0.492	0.916	0.663
2002	-0.406	-0.088	-0.317	0.619	0.646E-05	0.667	0.915	0.340
2003	-0.587	-0.143	-0.444	0.619	0.646E-05	0.556	0.867	0.473
2004	0.003	-0.062	0.065	0.619	0.646E-05	1.003	0.940	0.030

Selectivities by age

Year	2	3	4	5	6	7	8	9
1976	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1977	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1978	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1979	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1980	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1981	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1982	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1983	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1984	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1985	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1986	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1987	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1988	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1989	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1990	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1991	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1992	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1993	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1994	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1995	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1996	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1997	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1998	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
1999	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
2000	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
2001	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
2002	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
2003	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528
2004	0.057	0.451	0.702	0.888	1.000	0.908	0.700	0.528

5.13 JLL AREA 3

Not used

5.14 JLL AREA 3+4

Not used

5.15 JLL AREA 2+3

Not used

5.16 JLL AREA 2+3+4

Not used

5.17 JLL GOM

Lognormal dist.

month 0 numbers

Ages 10 - 10

log-likelihood = 1.22

deviance = 5.23

Chi-sq. discrepancy= 3.78

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1974	0.107	0.352	-0.245	0.619	0.102E-04	1.113	1.422	0.268
1975	-0.487	0.260	-0.747	0.619	0.102E-04	0.614	1.297	0.793
1976	-0.266	0.316	-0.583	0.619	0.102E-04	0.766	1.372	0.622
1977	0.049	0.130	-0.081	0.619	0.102E-04	1.050	1.138	0.122
1978	0.008	-0.006	0.014	0.619	0.102E-04	1.008	0.994	0.057
1979	0.392	-0.235	0.627	0.619	0.102E-04	1.480	0.791	0.636
1980	0.287	-0.477	0.764	0.619	0.102E-04	1.332	0.621	1.274
1981	-0.452	-0.703	0.251	0.619	0.102E-04	0.636	0.495	0.008

Selectivities by age

Year 10

1974	1.000
1975	1.000
1976	1.000
1977	1.000
1978	1.000
1979	1.000
1980	1.000
1981	1.000

5.18 TAGGING

Lognormal dist.

average numbers

Ages 1 - 3

log-likelihood = 1.84

deviance = 7.81

Chi-sq. discrepancy= 6.10

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1970	13.879	13.353	0.526	0.619	0.111E+01	1065132.000	629751.228	0.336
1971	13.817	13.031	0.786	0.619	0.111E+01	1001624.000	456405.480	1.409
1972	12.976	12.846	0.130	0.619	0.111E+01	431955.000	379359.884	0.008
1973	12.121	12.662	-0.542	0.619	0.111E+01	183616.000	315657.708	0.578
1974	12.741	13.392	-0.650	0.619	0.111E+01	341589.000	654485.060	0.693
1975	13.226	13.144	0.082	0.619	0.111E+01	554596.000	511186.434	0.023
1976	12.442	12.813	-0.371	0.619	0.111E+01	253265.000	366911.737	0.396
1977	12.458	12.419	0.040	0.619	0.111E+01	257385.000	247409.023	0.043
1978	11.704	12.185	-0.481	0.619	0.111E+01	121110.000	195892.489	0.513
1979	11.501	12.046	-0.545	0.619	0.111E+01	98815.000	170428.571	0.581
1980	12.168	11.944	0.224	0.619	0.111E+01	192541.000	153964.117	0.002
1981	12.731	11.928	0.803	0.619	0.111E+01	337995.000	151463.854	1.517

Selectivities by age

Year	1	2	3
1970	1.000	1.000	1.000
1971	1.000	1.000	1.000
1972	1.000	1.000	1.000
1973	1.000	1.000	1.000
1974	1.000	1.000	1.000
1975	1.000	1.000	1.000
1976	1.000	1.000	1.000
1977	1.000	1.000	1.000
1978	1.000	1.000	1.000
1979	1.000	1.000	1.000
1980	1.000	1.000	1.000
1981	1.000	1.000	1.000

5.19 US RR 115-144

Lognormal dist.
average numbers
Ages 4 - 5
log-likelihood = -3.20
deviance = 17.90
Chi-sq. discrepancy= 13.83

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	0.426	-0.106	0.533	0.619	0.156E-04	1.532	0.899	0.353
1994	-1.124	0.045	-1.169	0.619	0.156E-04	0.325	1.046	1.183
1995	-0.790	-0.204	-0.586	0.619	0.156E-04	0.454	0.816	0.625
1996	-0.726	-0.383	-0.343	0.619	0.156E-04	0.484	0.682	0.367
1997	-1.904	-0.547	-1.357	0.619	0.156E-04	0.149	0.579	1.326
1998	-0.292	-0.355	0.064	0.619	0.156E-04	0.747	0.701	0.031
1999	-0.374	-0.167	-0.207	0.619	0.156E-04	0.688	0.846	0.231
2000	0.272	-0.456	0.728	0.619	0.156E-04	1.313	0.634	1.078
2001	0.771	-0.140	0.911	0.619	0.156E-04	2.162	0.870	2.367
2002	1.179	-0.003	1.181	0.619	0.156E-04	3.250	0.997	6.108
2003	-0.486	-0.407	-0.079	0.619	0.156E-04	0.615	0.666	0.121
2004	-0.428	-0.753	0.325	0.619	0.156E-04	0.652	0.471	0.044

Selectivities by age

Year	4	5
1993	1.000	0.539
1994	1.000	0.539
1995	1.000	0.539
1996	1.000	0.539
1997	1.000	0.539
1998	1.000	0.539
1999	1.000	0.539
2000	1.000	0.539
2001	1.000	0.539
2002	1.000	0.539
2003	1.000	0.539
2004	1.000	0.539

5.20 CA GLS13+

Not used

TOTAL NUMBER OF FUNCTION EVALUATIONS = 1895

Table 14. Base Case run results for the western Atlantic assessment.

VPA-2BOX										
SUMMARY STATISTICS AND DIAGNOSTIC OUTPUT										

BFT West 1970-2004 Revised indices										
12:18, 15 June 2006										
=====										
Total objective function =	1.25									
(with constants) =	293.07									
Number of parameters (P) =	19									
Number of data points (D)=	191									
AIC : 2*objective+2P =	624.14									
AICc: 2*objective+2P(...)=	628.58									
BIC : 2*objective+Plog(D)=	685.93									
Chi-square discrepancy =	161.62									
Loglikelihoods (deviance)=	-2.16 (	191.11)								
effort data =	-2.16 (	191.11)								
Log-posteriors =	0.91									
catchability =	0.00									
f-ratio =	0.91									
natural mortality =	0.00									
mixing coeff. =	0.00									
Constraints =	0.00									
terminal F =	0.00									
stock-rec./sex ratio =	0.00									
Out of bounds penalty =	0.00									
=====										
TABLE 1. FISHING MORTALITY RATE FOR BFT WEST of 45, 1970-2004, Revised indices										
=====										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

1970	0.229	0.729	0.923	0.238	0.087	0.029	0.014	0.004	0.021	0.021
1971	0.291	1.175	0.600	0.993	0.010	0.048	0.080	0.137	0.036	0.036
1972	0.232	0.928	0.842	0.097	0.181	0.002	0.020	0.027	0.033	0.033
1973	0.037	0.673	0.786	0.392	0.069	0.089	0.019	0.064	0.030	0.030
1974	0.131	0.186	0.377	0.349	0.280	0.027	0.070	0.021	0.055	0.093
1975	0.388	0.549	0.103	0.355	0.063	0.066	0.015	0.063	0.045	0.076
1976	0.043	0.285	0.531	0.045	0.127	0.032	0.030	0.064	0.065	0.110
1977	0.016	0.235	0.206	0.444	0.093	0.217	0.109	0.092	0.076	0.128
1978	0.104	0.169	0.317	0.188	0.237	0.097	0.052	0.068	0.077	0.130
1979	0.036	0.299	0.382	0.385	0.139	0.108	0.078	0.057	0.100	0.170
1980	0.050	0.285	0.543	0.345	0.110	0.160	0.232	0.132	0.128	0.218
1981	0.109	0.199	0.490	0.500	0.387	0.191	0.215	0.191	0.139	0.237
1982	0.065	0.085	0.045	0.022	0.050	0.070	0.032	0.051	0.070	0.063
1983	0.039	0.055	0.092	0.029	0.047	0.173	0.171	0.105	0.117	0.105
1984	0.013	0.102	0.051	0.074	0.081	0.110	0.151	0.123	0.114	0.101
1985	0.008	0.102	0.225	0.095	0.203	0.208	0.086	0.215	0.148	0.133
1986	0.006	0.097	0.173	0.085	0.047	0.109	0.064	0.054	0.169	0.151
1987	0.021	0.185	0.199	0.181	0.139	0.126	0.135	0.108	0.146	0.130
1988	0.054	0.162	0.232	0.122	0.177	0.182	0.160	0.169	0.185	0.165
1989	0.015	0.185	0.038	0.103	0.066	0.133	0.157	0.174	0.226	0.201
1990	0.025	0.096	0.394	0.057	0.087	0.081	0.139	0.189	0.201	0.180
1991	0.039	0.192	0.350	0.102	0.058	0.092	0.141	0.216	0.206	0.184
1992	0.008	0.085	0.037	0.064	0.066	0.048	0.111	0.142	0.214	0.192
1993	0.006	0.024	0.094	0.072	0.120	0.104	0.086	0.179	0.161	0.144
1994	0.048	0.015	0.041	0.058	0.070	0.132	0.140	0.151	0.145	0.130
1995	0.015	0.034	0.095	0.130	0.122	0.080	0.076	0.140	0.153	0.136
1996	0.006	0.165	0.068	0.197	0.102	0.060	0.113	0.110	0.158	0.141
1997	0.006	0.018	0.155	0.055	0.079	0.084	0.104	0.116	0.167	0.149
1998	0.003	0.027	0.087	0.098	0.060	0.063	0.126	0.191	0.181	0.161
1999	0.001	0.009	0.082	0.054	0.066	0.060	0.155	0.190	0.222	0.198
2000	0.002	0.004	0.019	0.084	0.158	0.138	0.147	0.169	0.190	0.170
2001	0.029	0.008	0.048	0.091	0.073	0.088	0.177	0.114	0.240	0.214
2002	0.004	0.152	0.135	0.130	0.100	0.079	0.234	0.298	0.291	0.260
2003	0.004	0.029	0.181	0.179	0.058	0.030	0.183	0.254	0.225	0.201
2004	0.028	0.090	0.090	0.178	0.178	0.095	0.095	0.182	0.182	0.163
=====										

TABLE 2. ABUNDANCE AT THE BEGINNING OF THE YEAR [BY AREA] FOR BFT WEST of 45, 1970-2004, Revised indices									
=====									
10	1	2	3	4	5	6	7	8	9
-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
1970	339172.	215714.	224414.	108078.	47423.	34671.	13129.	39842.	26140.
186793.									
1971	266174.	234572.	90470.	77546.	74025.	37805.	29290.	11250.	34486.
181228.									
1972	234146.	172907.	62946.	43161.	24975.	63730.	31310.	23502.	8526.
180956.									

1973	150746.	161372.	59451.	23571.	34052.	18126.	55294.	26692.	19896.
159350.									
1974	488767.	126299.	71597.	23544.	13851.	27621.	14410.	47182.	21768.
151183.									
1975	144573.	372862.	91156.	42680.	14432.	9098.	23376.	11676.	40169.
137703.									
1976	137359.	85290.	187120.	71499.	26007.	11782.	7401.	20028.	9526.
144292.									
1977	87193.	114376.	55781.	95645.	59450.	19913.	9923.	6243.	16325.
120151.									
1978	55667.	74615.	78606.	39463.	53363.	47080.	13937.	7735.	4952.
105036.									
1979	83033.	43618.	54766.	49758.	28437.	36610.	37151.	11506.	6285.
84153.									
1980	69022.	69629.	28123.	32506.	29425.	21516.	28577.	29867.	9445.
66681.									
1981	63144.	57061.	45506.	14203.	20018.	22915.	15933.	19704.	22753.
53844.									
1982	59772.	49233.	40671.	24240.	7492.	11818.	16463.	11172.	14146.
54156.									
1983	99567.	48679.	39331.	33817.	20609.	6194.	9575.	13867.	9230.
55677.									
1984	71277.	83207.	40050.	31175.	28569.	17097.	4532.	7013.	10859.
50717.									
1985	79499.	61157.	65354.	33097.	25173.	22903.	13309.	3387.	5391.
48262.									
1986	97795.	68584.	48028.	45378.	26154.	17861.	16177.	10618.	2375.
40789.									
1987	77053.	84495.	54098.	35119.	36247.	21687.	13922.	13197.	8748.
32242.									
1988	99175.	65579.	61068.	38560.	25486.	27426.	16617.	10580.	10295.
31178.									
1989	57796.	81681.	48502.	42108.	29670.	18557.	19875.	12307.	7766.
30411.									
1990	104903.	49513.	59038.	40580.	33028.	24153.	14129.	14774.	8994.
27003.									
1991	94471.	88983.	39100.	34619.	33318.	26314.	19359.	10694.	10634.
26006.									
1992	59425.	79019.	63848.	23947.	27174.	27322.	20864.	14616.	7487.
26335.									
1993	58864.	51229.	63098.	53486.	19531.	22119.	22636.	16230.	11023.
24156.									
1994	46273.	50853.	43480.	49940.	43249.	15060.	17322.	18058.	11794.
26349.									
1995	77844.	38352.	43566.	36299.	40977.	35050.	11473.	13090.	13505.
28984.									
1996	70180.	66661.	32218.	34445.	27721.	31537.	28117.	9249.	9897.
32068.									
1997	42136.	60626.	49144.	26160.	24596.	21760.	25818.	21842.	7200.
31567.									
1998	85214.	36427.	51780.	36594.	21516.	19755.	17396.	20231.	16910.
28930.									
1999	87907.	73839.	30810.	41281.	28848.	17624.	16120.	13337.	14523.
33677.									
2000	48118.	76354.	63644.	24669.	33990.	23479.	14435.	12001.	9586.
34116.									
2001	52250.	41740.	66120.	54310.	19715.	25243.	17774.	10838.	8808.
31924.									
2002	121149.	44122.	35985.	54789.	43099.	15935.	20106.	12942.	8411.
28433.									
2003	45375.	104885.	32938.	27324.	41814.	33892.	12797.	13839.	8355.
24533.									
2004	11680.	39292.	88609.	23901.	19854.	34288.	28603.	9269.	9333.
23252.									
2005		9869.	31233.	70437.	17391.	14446.	27115.	22619.	6716.
23940.									
=====									
=====									

TABLE 3. CATCH OF BFT WEST of 45, 1970-2004, Revised indices

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
10									

1970	64886.	105064.	127518.	21456.	3677.	914.	176.	162.	514.
3673.									
1971	62999.	153362.	38360.	46075.	671.	1671.	2107.	1348.	1133.
5954.									
1972	45402.	98578.	33762.	3729.	3857.	118.	567.	575.	260.
5518.									
1973	5104.	74309.	30480.	7161.	2130.	1449.	953.	1543.	555.
4445.									
1974	55958.	20054.	21092.	6505.	3170.	683.	915.	912.	1079.
12505.									
1975	43556.	148026.	8327.	11961.	822.	546.	316.	670.	1650.
9469.									
1976	5410.	19780.	72392.	2908.	2898.	343.	205.	1167.	557.
14031.									
1977	1275.	22418.	9717.	32138.	4947.	3632.	958.	511.	1109.
13526.									
1978	5133.	10864.	20015.	6315.	10529.	4060.	655.	472.	341.
11982.									
1979	2745.	10552.	16286.	14915.	3447.	3493.	2611.	599.	558.
12282.									
1980	3161.	16183.	11067.	8881.	2865.	2981.	5532.	3453.	1062.
12213.									
1981	6085.	9614.	16539.	5243.	6022.	3720.	2883.	3210.	2764.
10617.									
1982	3528.	3728.	1654.	498.	342.	751.	478.	518.	897.
3078.									

1983	3600.	2438.	3243.	891.	880.	918.	1410.	1286.	956.
5181.									
1984	868.	7504.	1848.	2073.	2078.	1671.	594.	759.	1090.
4573.									
1985	568.	5523.	12310.	2814.	4329.	4018.	1023.	613.	695.
5599.									
1986	563.	5939.	7136.	3441.	1128.	1725.	931.	519.	345.
5337.									
1987	1512.	13326.	9113.	5427.	4393.	2405.	1638.	1266.	1110.
3681.									
1988	4874.	9151.	11820.	4141.	3871.	4268.	2300.	1540.	1627.
4442.									
1989	787.	12878.	1703.	3846.	1763.	2154.	2693.	1834.	1467.
5189.									
1990	2379.	4238.	18015.	2106.	2578.	1760.	1709.	2378.	1534.
4155.									
1991	3340.	14534.	10826.	3140.	1765.	2162.	2381.	1947.	1851.
4085.									
1992	464.	6015.	2170.	1383.	1617.	1199.	2051.	1810.	1352.
4293.									
1993	345.	1134.	5281.	3491.	2063.	2049.	1742.	2491.	1531.
3021.									
1994	2015.	691.	1612.	2619.	2738.	1741.	2118.	2359.	1491.
2997.									
1995	1088.	1206.	3685.	4124.	4393.	2529.	780.	1594.	1786.
3450.									
1996	414.	9473.	1987.	5755.	2514.	1718.	2796.	903.	1349.
3935.									
1997	219.	994.	6591.	1317.	1749.	1634.	2379.	2234.	1037.
4095.									
1998	260.	921.	4013.	3186.	1161.	1132.	1921.	3297.	2613.
4029.									
1999	73.	589.	2274.	2038.	1719.	953.	2165.	2160.	2708.
5671.									
2000	98.	278.	1094.	1860.	4631.	2836.	1839.	1748.	1551.
4977.									
2001	1398.	325.	2892.	4423.	1294.	1977.	2700.	1087.	1756.
5753.									
2002	468.	5828.	4257.	6254.	3843.	1134.	3918.	3120.	1987.
6086.									
2003	167.	2763.	5092.	4195.	2216.	925.	1997.	2904.	1573.
4172.									
2004	306.	3143.	7088.	3644.	3027.	2895.	2415.	1444.	1454.
3265.									

TABLE 4. SPAWNING STOCK FECUNDITY AND RECRUITMENT OF BFT WEST of 45, 1970-2004, Revised indices

year	spawning biomass	recruits from VPA
1970	56257.	339172.
1971	51016.	266174.
1972	51329.	234146.
1973	48712.	150746.
1974	49139.	488767.
1975	41880.	144573.
1976	39593.	137359.
1977	33913.	87193.
1978	31007.	55667.
1979	24627.	83033.
1980	23083.	69022.
1981	20441.	63144.
1982	19314.	59772.
1983	18872.	99567.
1984	16125.	71277.
1985	12925.	79499.
1986	12391.	97795.
1987	11175.	77053.
1988	10671.	99175.
1989	9969.	57796.
1990	9814.	104903.
1991	9153.	94471.
1992	9028.	59425.
1993	9730.	58864.
1994	10228.	46273.
1995	11193.	77844.
1996	10759.	70180.
1997	11678.	42136.
1998	12100.	85214.
1999	11387.	87907.
2000	11263.	48118.
2001	10238.	52250.
2002	9274.	121149.
2003	8769.	45375.
2004	8025.	11680.

TABLE 5. FITS TO INDEX DATA FOR BFT WEST of 45, 1970-2004, Revised indices

5.1 CAN GSL

Not used

5.2 CAN SWNS4X

Lognormal dist.
average numbers
Ages 7 - 10
log-likelihood = -7.24
deviance = 31.11
Chi-sq. discrepancy= 28.08

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1988	0.610	-0.272	0.881	0.613	0.158E-04	1.840	0.762	2.190
1989	1.167	-0.295	1.462	0.613	0.158E-04	3.212	0.744	14.518
1990	0.713	-0.329	1.042	0.613	0.158E-04	2.040	0.720	3.983
1991	0.279	-0.350	0.629	0.613	0.158E-04	1.321	0.705	0.671
1992	0.191	-0.323	0.513	0.613	0.158E-04	1.210	0.724	0.323
1993	-1.091	-0.251	-0.841	0.613	0.158E-04	0.336	0.778	0.904
1994	0.115	-0.202	0.317	0.613	0.158E-04	1.122	0.817	0.041
1995	-0.259	-0.234	-0.025	0.613	0.158E-04	0.772	0.792	0.081
1996	-0.993	-0.196	-0.797	0.613	0.158E-04	0.371	0.822	0.860
1997	-1.445	-0.091	-1.354	0.613	0.158E-04	0.236	0.913	1.353
1998	-0.979	-0.068	-0.911	0.613	0.158E-04	0.376	0.934	0.973
1999	-0.022	-0.139	0.117	0.613	0.158E-04	0.978	0.870	0.010
2000	-1.815	-0.226	-1.589	0.613	0.158E-04	0.163	0.798	1.512
2001	-0.473	-0.287	-0.186	0.613	0.158E-04	0.623	0.751	0.214
2002	0.037	-0.343	0.381	0.613	0.158E-04	1.038	0.709	0.099
2003	0.027	-0.430	0.457	0.613	0.158E-04	1.027	0.650	0.209
2004	-0.469	-0.373	-0.096	0.613	0.158E-04	0.626	0.689	0.134

Selectivities by age

Year	7	8	9	10
1988	0.355	0.842	0.990	1.000
1989	0.355	0.842	0.990	1.000
1990	0.355	0.842	0.990	1.000
1991	0.355	0.842	0.990	1.000
1992	0.355	0.842	0.990	1.000
1993	0.355	0.842	0.990	1.000
1994	0.355	0.842	0.990	1.000
1995	0.355	0.842	0.990	1.000
1996	0.355	0.842	0.990	1.000
1997	0.355	0.842	0.990	1.000
1998	0.355	0.842	0.990	1.000
1999	0.355	0.842	0.990	1.000
2000	0.355	0.842	0.990	1.000
2001	0.355	0.842	0.990	1.000
2002	0.355	0.842	0.990	1.000
2003	0.355	0.842	0.990	1.000
2004	0.355	0.842	0.990	1.000

5.3 CAN SWNS

Not used

5.4 US LL GOM RM

Lognormal dist.
month 0 numbers
Ages 8 - 10
log-likelihood = -4.14
deviance = 25.87
Chi-sq. discrepancy= 30.90

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1987	1.185	-0.206	1.391	0.613	0.178E-04	3.270	0.814	11.884
1988	0.675	-0.221	0.896	0.613	0.178E-04	1.963	0.801	2.324
1989	0.863	-0.277	1.139	0.613	0.178E-04	2.369	0.758	5.526
1990	0.402	-0.306	0.709	0.613	0.178E-04	1.495	0.736	1.021
1991	0.707	-0.334	1.041	0.613	0.178E-04	2.027	0.716	3.967
1992	-0.372	-0.359	-0.013	0.613	0.178E-04	0.689	0.698	0.073
1993	-0.699	-0.315	-0.384	0.613	0.178E-04	0.497	0.730	0.416
1994	-0.871	-0.229	-0.642	0.613	0.178E-04	0.419	0.795	0.696
1995	-0.640	-0.181	-0.459	0.613	0.178E-04	0.527	0.834	0.497
1996	-1.291	-0.222	-1.069	0.613	0.178E-04	0.275	0.801	1.121
1997	-0.997	-0.175	-0.822	0.613	0.178E-04	0.369	0.839	0.885
1998	-0.938	-0.060	-0.878	0.613	0.178E-04	0.391	0.942	0.942
1999	-0.261	-0.066	-0.195	0.613	0.178E-04	0.770	0.936	0.222
2000	-0.093	-0.160	0.067	0.613	0.178E-04	0.911	0.852	0.028
2001	-0.688	-0.233	-0.454	0.613	0.178E-04	0.503	0.792	0.492
2002	-0.936	-0.303	-0.633	0.613	0.178E-04	0.392	0.739	0.687
2003	-0.405	-0.393	-0.012	0.613	0.178E-04	0.667	0.675	0.072
2004	-0.135	-0.454	0.319	0.613	0.178E-04	0.874	0.635	0.043

Selectivities by age

Year	8	9	10
1987	0.411	0.935	1.000
1988	0.411	0.935	1.000

```

1989 0.411 0.935 1.000
1990 0.411 0.935 1.000
1991 0.411 0.935 1.000
1992 0.411 0.935 1.000
1993 0.411 0.935 1.000
1994 0.411 0.935 1.000
1995 0.411 0.935 1.000
1996 0.411 0.935 1.000
1997 0.411 0.935 1.000
1998 0.411 0.935 1.000
1999 0.411 0.935 1.000
2000 0.411 0.935 1.000
2001 0.411 0.935 1.000
2002 0.411 0.935 1.000
2003 0.411 0.935 1.000
2004 0.411 0.935 1.000

```

```

-----
5.5 US LL GOM JC
-----
Not used

```

```

-----
5.6 US RR <145
-----
Lognormal dist.
average numbers
Ages 1 - 5
log-likelihood = 3.20
deviance = 5.34
Chi-sq. discrepancy= 6.05

```

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1980	-0.225	-0.299	0.075	0.613	0.770E-05	0.799	0.741	0.025
1981	-0.919	-0.303	-0.616	0.613	0.770E-05	0.399	0.738	0.668
1982	0.743	-0.294	1.037	0.613	0.770E-05	2.102	0.745	3.914
1983	0.108	-0.203	0.310	0.613	0.770E-05	1.114	0.817	0.037
1985	-0.462	0.011	-0.473	0.613	0.770E-05	0.630	1.011	0.513
1986	-0.251	0.007	-0.258	0.613	0.770E-05	0.778	1.007	0.284
1987	0.198	0.074	0.124	0.613	0.770E-05	1.219	1.076	0.008
1988	-0.012	0.034	-0.047	0.613	0.770E-05	0.988	1.035	0.096
1989	-0.012	0.027	-0.039	0.613	0.770E-05	0.988	1.027	0.090
1990	-0.101	-0.079	-0.022	0.613	0.770E-05	0.904	0.924	0.079
1991	0.232	0.014	0.218	0.613	0.770E-05	1.261	1.014	0.002
1992	-0.199	0.111	-0.309	0.613	0.770E-05	0.820	1.117	0.336

```

Selectivities by age
Year 1 2 3 4 5
-----
1980 0.222 0.952 1.000 0.228 0.080
1981 0.222 0.952 1.000 0.228 0.080
1982 0.222 0.952 1.000 0.228 0.080
1983 0.222 0.952 1.000 0.228 0.080
1985 0.222 0.952 1.000 0.228 0.080
1986 0.222 0.952 1.000 0.228 0.080
1987 0.222 0.952 1.000 0.228 0.080
1988 0.222 0.952 1.000 0.228 0.080
1989 0.222 0.952 1.000 0.228 0.080
1990 0.222 0.952 1.000 0.228 0.080
1991 0.222 0.952 1.000 0.228 0.080
1992 0.222 0.952 1.000 0.228 0.080

```

```

-----
5.7 US RR 66-144
-----
Lognormal dist.
average numbers
Ages 2 - 3
log-likelihood = -4.36
deviance = 20.45
Chi-sq. discrepancy= 14.56

```

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	-0.222	-0.091	-0.130	0.613	0.111E-04	0.801	0.913	0.163
1994	-1.945	-0.315	-1.630	0.613	0.111E-04	0.143	0.730	1.537
1995	-0.726	-0.437	-0.288	0.613	0.111E-04	0.484	0.646	0.314
1996	0.575	-0.393	0.968	0.613	0.111E-04	1.777	0.675	3.056
1997	0.949	-0.204	1.153	0.613	0.111E-04	2.584	0.816	5.786
1998	0.418	-0.331	0.749	0.613	0.111E-04	1.519	0.718	1.238
1999	-0.002	-0.318	0.316	0.613	0.111E-04	0.998	0.728	0.041
2000	-0.113	0.084	-0.198	0.613	0.111E-04	0.893	1.088	0.224
2001	-1.133	-0.100	-1.033	0.613	0.111E-04	0.322	0.905	1.089
2002	-0.161	-0.539	0.378	0.613	0.111E-04	0.851	0.583	0.096
2003	-0.842	-0.099	-0.742	0.613	0.111E-04	0.431	0.905	0.803
2004	0.544	0.087	0.457	0.613	0.111E-04	1.723	1.091	0.209

```

Selectivities by age
Year 2 3
-----

```

1993 0.557 1.000
 1994 0.557 1.000
 1995 0.557 1.000
 1996 0.557 1.000
 1997 0.557 1.000
 1998 0.557 1.000
 1999 0.557 1.000
 2000 0.557 1.000
 2001 0.557 1.000
 2002 0.557 1.000
 2003 0.557 1.000
 2004 0.557 1.000

 5.8 US RR >195

Lognormal dist.
 average numbers
 Ages 8 - 10
 log-likelihood = 3.16
 deviance = 3.47
 Chi-sq. discrepancy= 2.91

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1983	1.031	0.279	0.753	0.613	0.222E-04	2.805	1.321	1.261
1984	0.220	0.170	0.050	0.613	0.222E-04	1.246	1.186	0.037
1985	-0.154	0.026	-0.181	0.613	0.222E-04	0.857	1.027	0.208
1986	-0.687	-0.100	-0.587	0.613	0.222E-04	0.503	0.905	0.637
1987	-0.637	-0.175	-0.462	0.613	0.222E-04	0.529	0.840	0.500
1988	-0.061	-0.224	0.163	0.613	0.222E-04	0.941	0.800	0.001
1989	-0.270	-0.276	0.005	0.613	0.222E-04	0.763	0.759	0.061
1990	-0.468	-0.309	-0.160	0.613	0.222E-04	0.626	0.734	0.189
1991	-0.198	-0.359	0.161	0.613	0.222E-04	0.820	0.698	0.002
1992	-0.094	-0.353	0.258	0.613	0.222E-04	0.910	0.703	0.012

Selectivities by age

Year	8	9	10
1983	0.433	0.596	1.000
1984	0.433	0.596	1.000
1985	0.433	0.596	1.000
1986	0.433	0.596	1.000
1987	0.433	0.596	1.000
1988	0.433	0.596	1.000
1989	0.433	0.596	1.000
1990	0.433	0.596	1.000
1991	0.433	0.596	1.000
1992	0.433	0.596	1.000

 5.9 US RR >177

Lognormal dist.
 average numbers
 Ages 7 - 10
 log-likelihood = 1.87
 deviance = 7.99
 Chi-sq. discrepancy= 5.01

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	-0.338	-0.079	-0.259	0.613	0.174E-04	0.713	0.924	0.285
1994	-0.198	-0.072	-0.127	0.613	0.174E-04	0.820	0.931	0.160
1995	0.187	-0.126	0.312	0.613	0.174E-04	1.205	0.882	0.038
1996	0.750	0.016	0.734	0.613	0.174E-04	2.116	1.016	1.154
1997	-0.108	0.080	-0.187	0.613	0.174E-04	0.898	1.083	0.214
1998	0.186	0.047	0.139	0.613	0.174E-04	1.204	1.048	0.005
1999	0.269	-0.011	0.281	0.613	0.174E-04	1.309	0.989	0.021
2000	-0.440	-0.092	-0.348	0.613	0.174E-04	0.644	0.912	0.377
2001	0.332	-0.128	0.460	0.613	0.174E-04	1.394	0.880	0.215
2002	0.479	-0.172	0.652	0.613	0.174E-04	1.615	0.842	0.761
2003	-1.231	-0.302	-0.929	0.613	0.174E-04	0.292	0.740	0.991
2004	-0.863	-0.135	-0.728	0.613	0.174E-04	0.422	0.874	0.788

Selectivities by age

Year	7	8	9	10
1993	0.691	0.700	0.862	1.000
1994	0.691	0.700	0.862	1.000
1995	0.691	0.700	0.862	1.000
1996	0.691	0.700	0.862	1.000
1997	0.691	0.700	0.862	1.000
1998	0.691	0.700	0.862	1.000
1999	0.691	0.700	0.862	1.000
2000	0.691	0.700	0.862	1.000
2001	0.691	0.700	0.862	1.000
2002	0.691	0.700	0.862	1.000
2003	0.691	0.700	0.862	1.000
2004	0.691	0.700	0.862	1.000

5.10 LARVAL PENN

Not used

5.11 LARVAL DELTA

Lognormal dist.

average biomass

Ages 8 - 10

log-likelihood = -0.35

deviance = 25.16

Chi-sq. discrepancy= 21.20

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1977	1.098	0.654	0.444	0.613	0.566E-07	2.999	1.924	0.186
1978	1.818	0.565	1.253	0.613	0.566E-07	6.157	1.759	7.909
1981	-0.033	0.150	-0.184	0.613	0.566E-07	0.967	1.162	0.211
1982	0.553	0.090	0.462	0.613	0.566E-07	1.738	1.094	0.218
1983	0.484	0.068	0.416	0.613	0.566E-07	1.622	1.070	0.143
1984	-0.807	-0.090	-0.718	0.613	0.566E-07	0.446	0.914	0.778
1986	-0.520	-0.352	-0.168	0.613	0.566E-07	0.595	0.703	0.196
1987	-0.828	-0.456	-0.372	0.613	0.566E-07	0.437	0.634	0.403
1988	0.326	-0.501	0.827	0.613	0.566E-07	1.385	0.606	1.750
1989	0.414	-0.568	0.982	0.613	0.566E-07	1.513	0.567	3.218
1990	-0.865	-0.584	-0.280	0.613	0.566E-07	0.421	0.558	0.306
1991	-1.307	-0.654	-0.654	0.613	0.566E-07	0.271	0.520	0.709
1992	-0.381	-0.668	0.287	0.613	0.566E-07	0.683	0.513	0.023
1993	-0.568	-0.594	0.025	0.613	0.566E-07	0.567	0.552	0.049
1994	-0.474	-0.544	0.070	0.613	0.566E-07	0.622	0.580	0.027
1995	-0.795	-0.454	-0.341	0.613	0.566E-07	0.452	0.635	0.370
1996	0.223	-0.493	0.716	0.613	0.566E-07	1.250	0.611	1.061
1997	-0.616	-0.411	-0.204	0.613	0.566E-07	0.540	0.663	0.231
1998	-1.882	-0.375	-1.506	0.613	0.566E-07	0.152	0.687	1.459
1999	-0.381	-0.435	0.054	0.613	0.566E-07	0.683	0.647	0.035
2000	-0.938	-0.447	-0.491	0.613	0.566E-07	0.392	0.640	0.532
2001	-0.668	-0.541	-0.127	0.613	0.566E-07	0.513	0.582	0.160
2002	-1.620	-0.638	-0.982	0.613	0.566E-07	0.198	0.528	1.042
2003	-0.272	-0.696	0.424	0.613	0.566E-07	0.762	0.499	0.155
2004	-0.717	-0.786	0.069	0.613	0.566E-07	0.488	0.456	0.027

Selectivities by age

Year	8	9	10
1977	1.000	1.000	1.000
1978	1.000	1.000	1.000
1981	1.000	1.000	1.000
1982	1.000	1.000	1.000
1983	1.000	1.000	1.000
1984	1.000	1.000	1.000
1986	1.000	1.000	1.000
1987	1.000	1.000	1.000
1988	1.000	1.000	1.000
1989	1.000	1.000	1.000
1990	1.000	1.000	1.000
1991	1.000	1.000	1.000
1992	1.000	1.000	1.000
1993	1.000	1.000	1.000
1994	1.000	1.000	1.000
1995	1.000	1.000	1.000
1996	1.000	1.000	1.000
1997	1.000	1.000	1.000
1998	1.000	1.000	1.000
1999	1.000	1.000	1.000
2000	1.000	1.000	1.000
2001	1.000	1.000	1.000
2002	1.000	1.000	1.000
2003	1.000	1.000	1.000
2004	1.000	1.000	1.000

5.12 JLL AREA 2

Lognormal dist.

month 0 numbers

Ages 2 - 9

log-likelihood = 3.28

deviance = 21.79

Chi-sq. discrepancy= 13.63

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1976	-0.272	0.250	-0.523	0.613	0.639E-05	0.762	1.285	0.567
1977	0.878	0.218	0.660	0.613	0.639E-05	2.407	1.243	0.798
1978	0.159	0.158	0.000	0.613	0.639E-05	1.172	1.172	0.064
1979	-0.105	0.081	-0.186	0.613	0.639E-05	0.901	1.085	0.213
1980	0.359	-0.114	0.473	0.613	0.639E-05	1.431	0.892	0.238
1981	0.706	-0.307	1.013	0.613	0.639E-05	2.026	0.736	3.598
1982	-0.444	-0.585	0.140	0.613	0.639E-05	0.641	0.557	0.005

1983	-1.183	-0.526	-0.658	0.613	0.639E-05	0.306	0.591	0.713
1984	-0.009	-0.424	0.415	0.613	0.639E-05	0.991	0.654	0.142
1985	0.224	-0.272	0.495	0.613	0.639E-05	1.251	0.762	0.283
1986	-1.981	-0.245	-1.736	0.613	0.639E-05	0.138	0.783	1.597
1987	-0.563	-0.149	-0.414	0.613	0.639E-05	0.570	0.862	0.448
1988	0.040	-0.134	0.174	0.613	0.639E-05	1.041	0.875	0.000
1989	-0.125	-0.167	0.042	0.613	0.639E-05	0.882	0.846	0.040
1990	-0.434	-0.112	-0.322	0.613	0.639E-05	0.648	0.894	0.350
1991	-0.184	-0.154	-0.030	0.613	0.639E-05	0.832	0.857	0.084
1992	0.194	-0.146	0.340	0.613	0.639E-05	1.214	0.864	0.059
1993	0.115	-0.064	0.179	0.613	0.639E-05	1.122	0.938	0.000
1994	0.372	-0.067	0.439	0.613	0.639E-05	1.451	0.935	0.179
1995	-0.221	-0.069	-0.153	0.613	0.639E-05	0.801	0.933	0.183
1996	0.710	-0.137	0.847	0.613	0.639E-05	2.034	0.872	1.905
1997	0.269	-0.180	0.449	0.613	0.639E-05	1.308	0.835	0.195
1998	-0.234	-0.190	-0.044	0.613	0.639E-05	0.792	0.827	0.094
1999	-0.397	-0.245	-0.153	0.613	0.639E-05	0.672	0.783	0.183
2000	-0.289	-0.176	-0.112	0.613	0.639E-05	0.749	0.838	0.147
2001	-0.710	-0.097	-0.613	0.613	0.639E-05	0.492	0.908	0.666
2002	-0.406	-0.084	-0.322	0.613	0.639E-05	0.667	0.920	0.350
2003	-0.587	-0.130	-0.456	0.613	0.639E-05	0.556	0.878	0.494
2004	0.003	-0.050	0.054	0.613	0.639E-05	1.003	0.951	0.035

Selectivities by age

Year	2	3	4	5	6	7	8	9
1976	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1977	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1978	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1979	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1980	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1981	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1982	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1983	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1984	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1985	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1986	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1987	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1988	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1989	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1990	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1991	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1992	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1993	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1994	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1995	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1996	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1997	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1998	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
1999	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
2000	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
2001	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
2002	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
2003	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528
2004	0.058	0.453	0.707	0.895	1.000	0.911	0.703	0.528

5.13 JLL AREA 3

Not used

5.14 JLL AREA 3+4

Not used

5.15 JLL AREA 2+3

Not used

5.16 JLL AREA 2+3+4

Not used

5.17 JLL GOM

Lognormal dist.
month 0 numbers

Ages 10 - 10

log-likelihood = 1.31

deviance = 5.21

Chi-sq. discrepancy= 3.80

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1974	0.107	0.351	-0.243	0.613	0.940E-05	1.113	1.420	0.269
1975	-0.487	0.258	-0.745	0.613	0.940E-05	0.614	1.294	0.806
1976	-0.266	0.304	-0.571	0.613	0.940E-05	0.766	1.356	0.619
1977	0.049	0.121	-0.072	0.613	0.940E-05	1.050	1.129	0.115
1978	0.008	-0.013	0.021	0.613	0.940E-05	1.008	0.987	0.052

1979	0.392	-0.235	0.627	0.613	0.940E-05	1.480	0.791	0.666
1980	0.287	-0.468	0.754	0.613	0.940E-05	1.332	0.626	1.271
1981	-0.452	-0.681	0.229	0.613	0.940E-05	0.636	0.506	0.004

Selectivities by age
Year 10

1974 1.000
1975 1.000
1976 1.000
1977 1.000
1978 1.000
1979 1.000
1980 1.000
1981 1.000

5.18 TAGGING

Lognormal dist.
average numbers
Ages 1 - 3
log-likelihood = 1.88
deviance = 7.98
Chi-sq. discrepancy= 6.27

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1970	13.879	13.347	0.532	0.613	0.111E+01	1065132.000	625925.819	0.368
1971	13.817	13.026	0.791	0.613	0.111E+01	1001624.000	454048.834	1.501
1972	12.976	12.843	0.133	0.613	0.111E+01	431955.000	378051.806	0.006
1973	12.121	12.669	-0.549	0.613	0.111E+01	183616.000	317819.092	0.595
1974	12.741	13.392	-0.650	0.613	0.111E+01	341589.000	654526.083	0.706
1975	13.226	13.145	0.081	0.613	0.111E+01	554596.000	511643.918	0.023
1976	12.442	12.811	-0.369	0.613	0.111E+01	253265.000	366386.885	0.400
1977	12.458	12.417	0.042	0.613	0.111E+01	257385.000	246901.679	0.041
1978	11.704	12.183	-0.478	0.613	0.111E+01	121110.000	195363.789	0.518
1979	11.501	12.046	-0.545	0.613	0.111E+01	98815.000	170424.962	0.591
1980	12.168	11.950	0.218	0.613	0.111E+01	192541.000	154756.697	0.002
1981	12.731	11.936	0.795	0.613	0.111E+01	337995.000	152682.894	1.524

Selectivities by age
Year 1 2 3

1970 1.000 1.000 1.000
1971 1.000 1.000 1.000
1972 1.000 1.000 1.000
1973 1.000 1.000 1.000
1974 1.000 1.000 1.000
1975 1.000 1.000 1.000
1976 1.000 1.000 1.000
1977 1.000 1.000 1.000
1978 1.000 1.000 1.000
1979 1.000 1.000 1.000
1980 1.000 1.000 1.000
1981 1.000 1.000 1.000

5.19 US RR 115-144

Lognormal dist.
average numbers
Ages 4 - 5
log-likelihood = -2.87
deviance = 17.47
Chi-sq. discrepancy= 12.57

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	0.426	-0.097	0.524	0.613	0.158E-04	1.532	0.907	0.349
1994	-1.124	0.046	-1.170	0.613	0.158E-04	0.325	1.047	1.209
1995	-0.790	-0.212	-0.578	0.613	0.158E-04	0.454	0.809	0.627
1996	-0.726	-0.399	-0.327	0.613	0.158E-04	0.484	0.671	0.355
1997	-1.904	-0.574	-1.329	0.613	0.158E-04	0.149	0.563	1.335
1998	-0.292	-0.385	0.094	0.613	0.158E-04	0.747	0.680	0.018
1999	-0.374	-0.206	-0.168	0.613	0.158E-04	0.688	0.814	0.197
2000	0.272	-0.513	0.785	0.613	0.158E-04	1.313	0.599	1.460
2001	0.771	-0.087	0.858	0.613	0.158E-04	2.162	0.917	1.993
2002	1.179	0.081	1.098	0.613	0.158E-04	3.250	1.084	4.826
2003	-0.486	-0.369	-0.118	0.613	0.158E-04	0.615	0.692	0.152
2004	-0.428	-0.760	0.332	0.613	0.158E-04	0.652	0.468	0.052

Selectivities by age
Year 4 5

1993 1.000 0.538
1994 1.000 0.538
1995 1.000 0.538
1996 1.000 0.538
1997 1.000 0.538
1998 1.000 0.538

```

1999 1.000 0.538
2000 1.000 0.538
2001 1.000 0.538
2002 1.000 0.538
2003 1.000 0.538
2004 1.000 0.538

```

```

-----
5.20 CA GLS13+
-----

```

```

Lognormal dist.
average numbers
Ages 10 - 10
log-likelihood = 2.10
deviance = 19.27
Chi-sq. discrepancy= 16.65

```

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1981	0.560	1.004	-0.444	0.613	0.965E-04	1.750	2.728	0.481
1982	0.508	0.845	-0.338	0.613	0.965E-04	1.661	2.329	0.366
1983	0.908	0.778	0.130	0.613	0.965E-04	2.480	2.178	0.007
1984	0.382	0.310	0.071	0.613	0.965E-04	1.465	1.364	0.027
1985	-0.600	0.168	-0.768	0.613	0.965E-04	0.549	1.183	0.830
1986	-0.372	0.210	-0.582	0.613	0.965E-04	0.689	1.234	0.631
1987	-0.913	-0.098	-0.815	0.613	0.965E-04	0.401	0.906	0.878
1988	0.263	-0.082	-0.181	0.613	0.965E-04	0.769	0.921	0.208
1989	-0.269	-0.229	-0.039	0.613	0.965E-04	0.764	0.795	0.091
1990	-0.822	-0.276	-0.546	0.613	0.965E-04	0.440	0.759	0.592
1991	-0.222	-0.531	0.308	0.613	0.965E-04	0.801	0.588	0.036
1992	-0.183	-0.566	0.382	0.613	0.965E-04	0.833	0.568	0.101
1993	0.017	-0.290	0.308	0.613	0.965E-04	1.017	0.748	0.035
1994	-1.116	-0.429	-0.687	0.613	0.965E-04	0.328	0.651	0.744
1995	0.175	-0.092	0.267	0.613	0.965E-04	1.191	0.912	0.015
1996	-0.908	-0.232	-0.676	0.613	0.965E-04	0.403	0.793	0.733
1997	-0.888	-0.255	-0.633	0.613	0.965E-04	0.412	0.775	0.687
1998	-0.275	-0.459	0.184	0.613	0.965E-04	0.759	0.632	0.000
1999	0.085	-0.502	0.587	0.613	0.965E-04	1.088	0.605	0.525
2000	-0.104	-0.397	0.292	0.613	0.965E-04	0.901	0.673	0.027
2001	-0.073	-0.778	0.705	0.613	0.965E-04	0.930	0.460	1.003
2002	-0.316	-0.850	0.534	0.613	0.965E-04	0.729	0.427	0.374
2003	0.023	-0.694	0.717	0.613	0.965E-04	1.023	0.500	1.065
2004	0.665	-0.557	1.222	0.613	0.965E-04	1.945	0.573	7.193

```

Selectivities by age

```

```

Year 10
-----
1981 0.630
1982 0.492
1983 0.457
1984 0.314
1985 0.290
1986 0.361
1987 0.332
1988 0.355
1989 0.320
1990 0.340
1991 0.274
1992 0.263
1993 0.368
1994 0.292
1995 0.373
1996 0.294
1997 0.293
1998 0.262
1999 0.220
2000 0.238
2001 0.177
2002 0.189
2003 0.249
2004 0.296

```

```

=====
TOTAL NUMBER OF FUNCTION EVALUATIONS = 166

```

Table 15. Extended boundary run results for the western Atlantic assessment.

```

*****
VPA-2BOX
SUMMARY STATISTICS AND DIAGNOSTIC OUTPUT
*****

BFT West 1970-2004 Revised indices include Area 3
11:00, 16      June 2006

=====
Total objective function =      -4.09
      (with constants)   =      299.66
Number of parameters (P) =         20
Number of data points (D)=        206
AIC : 2*objective+2P    =        639.31
AICc: 2*objective+2P(...) =        643.85
BIC : 2*objective+Plog(D)=        705.87
Chi-square discrepancy   =        177.66

Loglikelihoods (deviance)=      2.72 (      206.06)
      effort data        =      2.72 (      206.06)

Log-posteriors          =      1.36
      catchability       =      0.00
      f-ratio            =      1.36
      natural mortality   =      0.00
      mixing coeff.       =      0.00

Constraints              =      0.00
      terminal F          =      0.00
      stock-rec./sex ratio =      0.00

Out of bounds penalty   =      0.00
=====

```

TABLE 1. FISHING MORTALITY RATE FOR BFT WEST of 45, 1970-2004, Revised indices include Area 3

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1970	0.228	0.719	0.915	0.236	0.087	0.035	0.017	0.005	0.026	0.026
1971	0.290	1.168	0.585	0.972	0.010	0.049	0.099	0.164	0.044	0.044
1972	0.231	0.921	0.828	0.094	0.174	0.002	0.020	0.033	0.041	0.041
1973	0.037	0.665	0.774	0.380	0.067	0.086	0.018	0.064	0.038	0.038
1974	0.131	0.185	0.371	0.340	0.269	0.026	0.067	0.021	0.055	0.116
1975	0.383	0.549	0.102	0.346	0.061	0.063	0.014	0.060	0.045	0.095
1976	0.042	0.280	0.531	0.044	0.123	0.031	0.029	0.062	0.061	0.130
1977	0.015	0.230	0.202	0.443	0.093	0.209	0.105	0.087	0.072	0.153
1978	0.101	0.166	0.308	0.183	0.236	0.096	0.049	0.065	0.073	0.154
1979	0.035	0.288	0.371	0.369	0.135	0.108	0.078	0.056	0.096	0.204
1980	0.047	0.275	0.513	0.332	0.104	0.156	0.232	0.132	0.127	0.269
1981	0.099	0.185	0.463	0.455	0.366	0.179	0.207	0.192	0.139	0.295
1982	0.051	0.077	0.041	0.021	0.044	0.066	0.032	0.050	0.071	0.076
1983	0.031	0.043	0.083	0.026	0.043	0.151	0.159	0.097	0.112	0.121
1984	0.010	0.078	0.039	0.066	0.075	0.102	0.133	0.117	0.107	0.115
1985	0.007	0.076	0.165	0.072	0.179	0.190	0.080	0.182	0.140	0.151
1986	0.006	0.084	0.126	0.060	0.036	0.095	0.058	0.051	0.157	0.169
1987	0.020	0.167	0.169	0.124	0.094	0.092	0.115	0.098	0.134	0.145
1988	0.045	0.152	0.206	0.101	0.115	0.117	0.113	0.142	0.164	0.178
1989	0.011	0.151	0.036	0.090	0.055	0.088	0.105	0.127	0.201	0.217
1990	0.022	0.074	0.305	0.054	0.081	0.082	0.112	0.151	0.189	0.204
1991	0.036	0.174	0.260	0.085	0.065	0.115	0.175	0.267	0.245	0.265
1992	0.007	0.079	0.037	0.072	0.095	0.073	0.194	0.278	0.385	0.417
1993	0.005	0.019	0.088	0.082	0.171	0.156	0.139	0.239	0.306	0.331
1994	0.036	0.012	0.032	0.054	0.069	0.130	0.176	0.217	0.204	0.220
1995	0.011	0.025	0.074	0.106	0.120	0.099	0.087	0.155	0.196	0.212
1996	0.005	0.122	0.051	0.155	0.088	0.084	0.175	0.272	0.258	0.279
1997	0.004	0.013	0.110	0.040	0.060	0.073	0.115	0.151	0.200	0.216
1998	0.003	0.022	0.063	0.067	0.043	0.050	0.101	0.198	0.207	0.224
1999	0.001	0.007	0.065	0.041	0.050	0.053	0.129	0.159	0.237	0.257
2000	0.002	0.003	0.015	0.076	0.126	0.132	0.181	0.285	0.261	0.283
2001	0.024	0.007	0.041	0.070	0.065	0.175	0.310	0.311	0.262	0.283
2002	0.003	0.123	0.110	0.111	0.074	0.061	0.186	0.248	0.271	0.293
2003	0.003	0.023	0.143	0.151	0.057	0.029	0.158	0.200	0.205	0.222
2004	0.023	0.073	0.073	0.145	0.145	0.092	0.092	0.152	0.152	0.164

TABLE 2. ABUNDANCE AT THE BEGINNING OF THE YEAR [BY AREA] FOR BFT WEST of 45, 1970-2004, Revised indices include Area 3

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1970	340109.	217740.	225585.	108988.	47425.	28806.	11382.	33785.	21867.
154624.									
1971	267005.	235387.	92222.	78553.	74815.	37807.	24192.	9726.	29212.
149549.									
1972	235561.	173630.	63641.	44677.	25841.	64416.	31306.	19053.	7179.
148715.									
1973	151367.	162603.	60073.	24171.	35370.	18879.	55886.	26685.	16019.
130114.									

1974	488894.	126839.	72662.	24081.	14371.	28766.	15064.	47698.	21763.
122338.									
1975	146032.	372970.	91626.	43603.	14898.	9549.	24371.	12244.	40617.
112635.									
1976	140153.	86556.	187213.	71907.	26806.	12185.	7792.	20892.	10020.
122852.									
1977	88835.	116806.	56881.	95726.	59805.	20608.	10274.	6583.	17076.
101940.									
1978	57325.	76042.	80716.	40418.	53433.	47389.	14540.	8040.	5248.
89860.									
1979	85773.	45060.	56006.	51591.	29266.	36669.	37418.	12031.	6550.
71204.									
1980	73242.	72011.	29376.	33582.	31015.	22235.	28623.	30090.	9893.
55659.									
1981	68813.	60731.	47575.	15285.	20951.	24291.	16543.	19722.	22921.
44550.									
1982	75385.	54161.	43859.	26034.	8429.	12626.	17657.	11692.	14150.
46194.									
1983	127698.	62252.	43615.	36589.	22169.	7010.	10278.	14874.	9673.
48663.									
1984	93365.	107663.	51849.	34899.	30979.	18454.	5239.	7623.	11733.
45001.									
1985	90926.	80359.	86612.	43355.	28409.	24995.	14480.	3989.	5893.
44022.									
1986	106927.	78518.	64720.	63851.	35069.	20651.	17976.	11624.	2891.
37362.									
1987	81430.	92433.	62732.	49625.	52301.	29419.	16332.	14740.	9599.
29566.									
1988	118107.	69384.	67967.	46063.	38093.	41377.	23324.	12658.	11623.
29539.									
1989	73745.	98139.	51809.	48102.	36191.	29512.	31990.	18113.	9549.
30068.									
1990	115020.	63378.	73341.	43453.	38214.	29778.	23493.	25047.	13871.
27833.									
1991	101545.	97777.	51151.	47022.	35777.	30649.	23841.	18258.	18726.
29719.									
1992	74548.	85164.	71411.	34294.	37554.	29144.	23739.	17391.	12156.
32553.									
1993	74908.	64377.	68430.	59847.	27739.	29699.	23563.	17003.	11455.
25848.									
1994	61706.	64801.	54901.	54487.	47918.	20324.	22083.	17818.	11635.
23465.									
1995	102608.	51765.	55691.	46216.	44879.	38861.	15513.	16093.	12473.
24621.									
1996	95584.	88189.	43871.	44958.	36153.	34604.	30608.	12363.	11981.
26219.									
1997	52851.	82711.	67855.	36244.	33484.	28774.	27660.	22339.	8187.
25283.									
1998	111027.	45742.	70980.	52856.	30261.	27418.	23263.	21437.	16692.
23534.									
1999	101610.	96280.	38909.	57964.	42978.	25204.	22665.	18276.	15296.
28144.									
2000	58290.	88267.	83138.	31693.	48349.	35540.	20790.	17311.	13556.
29414.									
2001	63682.	50584.	76474.	71226.	25547.	37039.	27083.	15080.	11318.
28349.									
2002	148857.	54061.	43673.	63790.	57731.	20809.	27036.	17277.	9610.
26142.									
2003	56598.	128974.	41575.	34004.	49637.	46609.	17013.	19518.	11725.
23335.									
2004	14715.	49045.	109528.	31318.	25426.	40767.	39352.	12631.	13892.
24548.									
2005		12498.	39628.	88499.	23548.	19118.	32329.	31207.	9435.
28487.									
=====									
=====									

TABLE 3. CATCH OF BFT WEST of 45, 1970-2004, Revised indices include Area 3

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
10									

1970	64886.	105064.	127518.	21456.	3677.	914.	181.	171.	520.
3677.									
1971	62999.	153362.	38361.	46075.	672.	1677.	2126.	1373.	1173.
6005.									
1972	45402.	98578.	33762.	3729.	3857.	122.	570.	585.	267.
5531.									
1973	5104.	74309.	30480.	7161.	2130.	1449.	953.	1543.	555.
4508.									
1974	55958.	20054.	21093.	6506.	3171.	684.	915.	912.	1079.
12508.									
1975	43556.	148026.	8327.	11963.	823.	547.	317.	671.	1654.
9509.									
1976	5410.	19780.	72392.	2908.	2898.	343.	205.	1167.	557.
14032.									
1977	1275.	22418.	9717.	32138.	4947.	3632.	958.	511.	1109.
13526.									
1978	5133.	10864.	20015.	6316.	10530.	4062.	655.	472.	343.
11997.									
1979	2745.	10552.	16286.	14915.	3449.	3499.	2621.	608.	560.
12282.									
1980	3161.	16183.	11071.	8883.	2872.	2997.	5556.	3481.	1100.
12290.									
1981	6085.	9614.	16539.	5243.	6023.	3722.	2894.	3222.	2774.
10642.									
1982	3528.	3728.	1654.	498.	342.	751.	512.	528.	902.
3175.									
1983	3600.	2438.	3243.	891.	880.	919.	1411.	1287.	957.
5183.									

1984	868.	7504.	1848.	2074.	2081.	1679.	608.	789.	1110.
4584.									
1985	568.	5523.	12310.	2816.	4352.	4038.	1037.	621.	718.
5768.									
1986	563.	5940.	7138.	3446.	1148.	1742.	953.	544.	392.
5445.									
1987	1512.	13326.	9113.	5428.	4396.	2419.	1656.	1281.	1124.
3724.									
1988	4874.	9151.	11820.	4142.	3874.	4280.	2326.	1565.	1648.
4500.									
1989	787.	12878.	1705.	3873.	1810.	2324.	2970.	2016.	1624.
5487.									
1990	2379.	4240.	18030.	2147.	2764.	2199.	2328.	3278.	2230.
4803.									
1991	3344.	14619.	10955.	3573.	2105.	3123.	3587.	4002.	3813.
6482.									
1992	464.	6025.	2400.	2229.	3168.	1905.	3910.	3946.	3643.
10399.									
1993	345.	1144.	5376.	4417.	4077.	4018.	2867.	3387.	2831.
6828.									
1994	2019.	692.	1624.	2674.	3004.	2318.	3340.	3247.	2005.
4338.									
1995	1088.	1214.	3714.	4326.	4742.	3413.	1207.	2161.	2080.
4406.									
1996	414.	9473.	2036.	6023.	2854.	2604.	4593.	2757.	2553.
5982.									
1997	219.	994.	6593.	1340.	1817.	1882.	2805.	2934.	1388.
4599.									
1998	260.	921.	4020.	3194.	1186.	1258.	2093.	3594.	2924.
4422.									
1999	73.	605.	2291.	2193.	1958.	1204.	2572.	2509.	3025.
5964.									
2000	98.	281.	1128.	2154.	5368.	4101.	3220.	4019.	2919.
6781.									
2001	1398.	325.	2892.	4502.	1505.	5555.	6752.	3771.	2440.
6543.									
2002	468.	5829.	4259.	6255.	3845.	1157.	4288.	3547.	2133.
6210.									
2003	170.	2787.	5189.	4447.	2562.	1254.	2322.	3309.	2036.
4347.									
2004	316.	3233.	7220.	3955.	3211.	3344.	3228.	1663.	1829.
3474.									

TABLE 4. SPAWNING STOCK FECUNDITY AND RECRUITMENT OF BFT WEST of 45, 1970-2004, Revised indices include Area 3

year	spawning biomass	recruits from VPA
1970	46619.	340109.
1971	42085.	267005.
1972	42022.	235561.
1973	40231.	151367.
1974	41246.	488894.
1975	35514.	146032.
1976	34234.	140153.
1977	29094.	88835.
1978	26586.	57325.
1979	21013.	85773.
1980	19853.	73242.
1981	17597.	68813.
1982	17022.	75385.
1983	17021.	127698.
1984	14754.	93365.
1985	11945.	90926.
1986	11632.	106927.
1987	10763.	81430.
1988	10705.	118107.
1989	10866.	73745.
1990	12022.	115020.
1991	11832.	101545.
1992	10418.	74548.
1993	9550.	74908.
1994	9122.	61706.
1995	10004.	102608.
1996	9378.	95584.
1997	10052.	52851.
1998	10693.	111027.
1999	10705.	101610.
2000	10828.	58290.
2001	9944.	63682.
2002	9432.	148857.
2003	9682.	56598.
2004	9454.	14715.

TABLE 5. FITS TO INDEX DATA FOR BFT WEST of 45, 1970-2004, Revised indices include Area 3

```

-----
5.1 CAN GSL
-----
Not used

-----
5.2 CAN SWNS4X

```

Lognormal dist.
average numbers
Ages 7 - 10
log-likelihood = -4.81
deviance = 27.07
Chi-sq. discrepancy= 22.34

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1988	0.610	-0.250	0.860	0.598	0.179E-04	1.840	0.779	2.206
1989	1.167	-0.182	1.349	0.598	0.179E-04	3.212	0.834	11.448
1990	0.713	-0.131	0.844	0.598	0.179E-04	2.040	0.878	2.066
1991	0.279	-0.135	0.413	0.598	0.179E-04	1.321	0.874	0.162
1992	0.191	-0.229	0.420	0.598	0.179E-04	1.210	0.795	0.172
1993	-1.091	-0.335	-0.756	0.598	0.179E-04	0.336	0.715	0.857
1994	0.115	-0.345	0.459	0.598	0.179E-04	1.122	0.708	0.243
1995	-0.259	-0.349	0.090	0.598	0.179E-04	0.772	0.706	0.017
1996	-0.993	-0.326	-0.666	0.598	0.179E-04	0.371	0.722	0.756
1997	-1.445	-0.268	-1.176	0.598	0.179E-04	0.236	0.765	1.279
1998	-0.979	-0.219	-0.760	0.598	0.179E-04	0.376	0.803	0.861
1999	-0.022	-0.197	0.175	0.598	0.179E-04	0.978	0.821	0.000
2000	-1.815	-0.237	-1.578	0.598	0.179E-04	0.163	0.789	1.590
2001	-0.473	-0.292	-0.180	0.598	0.179E-04	0.623	0.746	0.212
2002	0.037	-0.328	0.365	0.598	0.179E-04	1.038	0.721	0.097
2003	0.027	-0.349	0.376	0.598	0.179E-04	1.027	0.705	0.110
2004	-0.469	-0.235	-0.233	0.598	0.179E-04	0.626	0.790	0.265

Selectivities by age

Year	7	8	9	10
1988	0.230	0.552	0.726	1.000
1989	0.230	0.552	0.726	1.000
1990	0.230	0.552	0.726	1.000
1991	0.230	0.552	0.726	1.000
1992	0.230	0.552	0.726	1.000
1993	0.230	0.552	0.726	1.000
1994	0.230	0.552	0.726	1.000
1995	0.230	0.552	0.726	1.000
1996	0.230	0.552	0.726	1.000
1997	0.230	0.552	0.726	1.000
1998	0.230	0.552	0.726	1.000
1999	0.230	0.552	0.726	1.000
2000	0.230	0.552	0.726	1.000
2001	0.230	0.552	0.726	1.000
2002	0.230	0.552	0.726	1.000
2003	0.230	0.552	0.726	1.000
2004	0.230	0.552	0.726	1.000

5.3 CAN SWNS

Not used

5.4 US LL GOM RM

Lognormal dist.
month 0 numbers
Ages 8 - 10
log-likelihood = -2.09
deviance = 22.66
Chi-sq. discrepancy= 30.41

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1987	1.185	-0.255	1.440	0.598	0.190E-04	3.270	0.775	14.826
1988	0.675	-0.236	0.911	0.598	0.190E-04	1.963	0.790	2.699
1989	0.863	-0.219	1.082	0.598	0.190E-04	2.369	0.803	4.992
1990	0.402	-0.153	0.555	0.598	0.190E-04	1.495	0.858	0.484
1991	0.707	-0.083	0.789	0.598	0.190E-04	2.027	0.921	1.643
1992	-0.372	-0.126	-0.246	0.598	0.190E-04	0.689	0.881	0.278
1993	-0.699	-0.298	-0.401	0.598	0.190E-04	0.497	0.742	0.449
1994	-0.871	-0.351	-0.520	0.598	0.190E-04	0.419	0.704	0.587
1995	-0.640	-0.318	-0.322	0.598	0.190E-04	0.527	0.727	0.360
1996	-1.291	-0.315	-0.976	0.598	0.190E-04	0.275	0.730	1.089
1997	-0.997	-0.331	-0.666	0.598	0.190E-04	0.369	0.718	0.755
1998	-0.938	-0.231	-0.708	0.598	0.190E-04	0.391	0.794	0.803
1999	-0.261	-0.169	-0.093	0.598	0.190E-04	0.770	0.845	0.131
2000	-0.093	-0.174	0.082	0.598	0.190E-04	0.911	0.840	0.020
2001	-0.688	-0.252	-0.435	0.598	0.190E-04	0.503	0.777	0.489
2002	-0.936	-0.322	-0.614	0.598	0.190E-04	0.392	0.725	0.696
2003	-0.405	-0.339	-0.065	0.598	0.190E-04	0.667	0.712	0.109
2004	-0.135	-0.321	0.186	0.598	0.190E-04	0.874	0.725	0.000

Selectivities by age

Year	8	9	10
1987	0.300	0.706	1.000
1988	0.300	0.706	1.000
1989	0.300	0.706	1.000
1990	0.300	0.706	1.000

```

1991 0.300 0.706 1.000
1992 0.300 0.706 1.000
1993 0.300 0.706 1.000
1994 0.300 0.706 1.000
1995 0.300 0.706 1.000
1996 0.300 0.706 1.000
1997 0.300 0.706 1.000
1998 0.300 0.706 1.000
1999 0.300 0.706 1.000
2000 0.300 0.706 1.000
2001 0.300 0.706 1.000
2002 0.300 0.706 1.000
2003 0.300 0.706 1.000
2004 0.300 0.706 1.000

```

```

-----
5.5 US LL GOM JC
-----
Not used

```

```

-----
5.6 US RR <145
-----

```

```

Lognormal dist.
average numbers
Ages 1 - 5
log-likelihood = 3.16
deviance = 5.99
Chi-sq. discrepancy= 7.22

```

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1980	-0.225	-0.392	0.168	0.598	0.657E-05	0.799	0.676	0.000
1981	-0.919	-0.383	-0.536	0.598	0.657E-05	0.399	0.682	0.605
1982	0.743	-0.338	1.081	0.598	0.657E-05	2.102	0.713	4.978
1983	0.108	-0.157	0.265	0.598	0.657E-05	1.114	0.855	0.019
1985	-0.462	0.129	-0.591	0.598	0.657E-05	0.630	1.138	0.670
1986	-0.251	0.065	-0.316	0.598	0.657E-05	0.778	1.067	0.354
1987	0.198	0.058	0.140	0.598	0.657E-05	1.219	1.060	0.003
1988	-0.012	-0.006	-0.006	0.598	0.657E-05	0.988	0.994	0.066
1989	-0.012	0.037	-0.050	0.598	0.657E-05	0.988	1.038	0.097
1990	-0.101	-0.020	-0.081	0.598	0.657E-05	0.904	0.980	0.122
1991	0.232	0.032	0.200	0.598	0.657E-05	1.261	1.033	0.001
1992	-0.199	0.075	-0.274	0.598	0.657E-05	0.820	1.078	0.308

```

Selectivities by age
Year 1 2 3 4 5
-----
1980 0.232 1.000 0.952 0.217 0.077
1981 0.232 1.000 0.952 0.217 0.077
1982 0.232 1.000 0.952 0.217 0.077
1983 0.232 1.000 0.952 0.217 0.077
1985 0.232 1.000 0.952 0.217 0.077
1986 0.232 1.000 0.952 0.217 0.077
1987 0.232 1.000 0.952 0.217 0.077
1988 0.232 1.000 0.952 0.217 0.077
1989 0.232 1.000 0.952 0.217 0.077
1990 0.232 1.000 0.952 0.217 0.077
1991 0.232 1.000 0.952 0.217 0.077
1992 0.232 1.000 0.952 0.217 0.077

```

```

-----
5.7 US RR 66-144
-----
Lognormal dist.
average numbers
Ages 2 - 3
log-likelihood = -3.78
deviance = 19.88
Chi-sq. discrepancy= 12.91

```

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	-0.222	-0.198	-0.024	0.598	0.872E-05	0.801	0.821	0.078
1994	-1.945	-0.315	-1.630	0.598	0.872E-05	0.143	0.730	1.623
1995	-0.726	-0.405	-0.321	0.598	0.872E-05	0.484	0.667	0.359
1996	0.575	-0.325	0.900	0.598	0.872E-05	1.777	0.722	2.595
1997	0.949	-0.113	1.062	0.598	0.872E-05	2.584	0.893	4.671
1998	0.418	-0.269	0.687	0.598	0.872E-05	1.519	0.764	1.019
1999	-0.002	-0.303	0.301	0.598	0.872E-05	0.998	0.738	0.039
2000	-0.113	0.066	-0.179	0.598	0.872E-05	0.893	1.068	0.210
2001	-1.133	-0.178	-0.955	0.598	0.872E-05	0.322	0.837	1.068
2002	-0.161	-0.569	0.408	0.598	0.872E-05	0.851	0.566	0.153
2003	-0.842	-0.117	-0.724	0.598	0.872E-05	0.431	0.889	0.821
2004	0.544	0.071	0.473	0.598	0.872E-05	1.723	1.073	0.272

```

Selectivities by age
Year 2 3
-----
1993 0.553 1.000
1994 0.553 1.000

```

1995 0.553 1.000
 1996 0.553 1.000
 1997 0.553 1.000
 1998 0.553 1.000
 1999 0.553 1.000
 2000 0.553 1.000
 2001 0.553 1.000
 2002 0.553 1.000
 2003 0.553 1.000
 2004 0.553 1.000

 5.8 US RR >195

Lognormal dist.
 average numbers
 Ages 8 - 10
 log-likelihood = 3.24
 deviance = 3.79
 Chi-sq. discrepancy= 3.94

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1983	1.031	0.164	0.868	0.598	0.231E-04	2.805	1.178	2.281
1984	0.220	0.073	0.147	0.598	0.231E-04	1.246	1.076	0.002
1985	-0.154	-0.040	-0.114	0.598	0.231E-04	0.857	0.961	0.150
1986	-0.687	-0.165	-0.522	0.598	0.231E-04	0.503	0.848	0.590
1987	-0.637	-0.248	-0.389	0.598	0.231E-04	0.529	0.781	0.436
1988	-0.061	-0.259	0.198	0.598	0.231E-04	0.941	0.772	0.001
1989	-0.270	-0.238	-0.033	0.598	0.231E-04	0.763	0.788	0.084
1990	-0.468	-0.185	-0.284	0.598	0.231E-04	0.626	0.831	0.319
1991	-0.198	-0.175	-0.023	0.598	0.231E-04	0.820	0.839	0.078
1992	-0.094	-0.246	0.151	0.598	0.231E-04	0.910	0.782	0.002

Selectivities by age

Year	8	9	10
1983	0.329	0.451	1.000
1984	0.329	0.451	1.000
1985	0.329	0.451	1.000
1986	0.329	0.451	1.000
1987	0.329	0.451	1.000
1988	0.329	0.451	1.000
1989	0.329	0.451	1.000
1990	0.329	0.451	1.000
1991	0.329	0.451	1.000
1992	0.329	0.451	1.000

 5.9 US RR >177

Lognormal dist.
 average numbers
 Ages 7 - 10
 log-likelihood = 1.16
 deviance = 9.99
 Chi-sq. discrepancy= 5.88

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	-0.338	-0.124	-0.214	0.598	0.204E-04	0.713	0.883	0.245
1994	-0.198	-0.144	-0.054	0.598	0.204E-04	0.820	0.865	0.100
1995	0.187	-0.178	0.364	0.598	0.204E-04	1.205	0.837	0.096
1996	0.750	-0.082	0.831	0.598	0.204E-04	2.116	0.922	1.963
1997	-0.108	-0.044	-0.064	0.598	0.204E-04	0.898	0.957	0.108
1998	0.186	-0.030	0.215	0.598	0.204E-04	1.204	0.971	0.003
1999	0.269	-0.008	0.277	0.598	0.204E-04	1.309	0.993	0.024
2000	-0.440	-0.051	-0.389	0.598	0.204E-04	0.644	0.950	0.436
2001	0.332	-0.076	0.408	0.598	0.204E-04	1.394	0.927	0.154
2002	0.479	-0.101	0.581	0.598	0.204E-04	1.615	0.904	0.567
2003	-1.231	-0.175	-1.056	0.598	0.204E-04	0.292	0.839	1.167
2004	-0.863	0.038	-0.900	0.598	0.204E-04	0.422	1.038	1.012

Selectivities by age

Year	7	8	9	10
1993	0.471	0.500	0.639	1.000
1994	0.471	0.500	0.639	1.000
1995	0.471	0.500	0.639	1.000
1996	0.471	0.500	0.639	1.000
1997	0.471	0.500	0.639	1.000
1998	0.471	0.500	0.639	1.000
1999	0.471	0.500	0.639	1.000
2000	0.471	0.500	0.639	1.000
2001	0.471	0.500	0.639	1.000
2002	0.471	0.500	0.639	1.000
2003	0.471	0.500	0.639	1.000
2004	0.471	0.500	0.639	1.000

5.10 LARVAL PENN

Not used

5.11 LARVAL DELTA

Lognormal dist.
average biomass

Ages 8 - 10

log-likelihood = -1.25

deviance = 28.17

Chi-sq. discrepancy= 26.82

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1977	1.098	0.528	0.570	0.598	0.581E-07	2.999	1.695	0.532
1978	1.818	0.438	1.380	0.598	0.581E-07	6.157	1.549	12.526
1981	-0.033	0.028	-0.062	0.598	0.581E-07	0.967	1.029	0.106
1982	0.553	-0.010	0.562	0.598	0.581E-07	1.738	0.990	0.506
1983	0.484	-0.009	0.492	0.598	0.581E-07	1.622	0.991	0.314
1984	-0.807	-0.152	-0.656	0.598	0.581E-07	0.446	0.859	0.744
1986	-0.520	-0.389	-0.131	0.598	0.581E-07	0.595	0.678	0.165
1987	-0.828	-0.467	-0.361	0.598	0.581E-07	0.437	0.627	0.405
1988	0.326	-0.471	0.797	0.598	0.581E-07	1.385	0.624	1.698
1989	0.414	-0.456	0.870	0.598	0.581E-07	1.513	0.634	2.298
1990	-0.865	-0.355	-0.510	0.598	0.581E-07	0.421	0.701	0.575
1991	-1.307	-0.369	-0.939	0.598	0.581E-07	0.271	0.692	1.052
1992	-0.381	-0.491	0.110	0.598	0.581E-07	0.683	0.612	0.010
1993	-0.568	-0.581	0.013	0.598	0.581E-07	0.567	0.559	0.054
1994	-0.474	-0.630	0.156	0.598	0.581E-07	0.622	0.533	0.001
1995	-0.795	-0.538	-0.257	0.598	0.581E-07	0.452	0.584	0.290
1996	0.223	-0.601	0.824	0.598	0.581E-07	1.250	0.548	1.901
1997	-0.616	-0.534	-0.082	0.598	0.581E-07	0.540	0.587	0.123
1998	-1.882	-0.471	-1.410	0.598	0.581E-07	0.152	0.624	1.471
1999	-0.381	-0.470	0.088	0.598	0.581E-07	0.683	0.625	0.018
2000	-0.938	-0.457	-0.481	0.598	0.581E-07	0.392	0.633	0.542
2001	-0.668	-0.542	-0.126	0.598	0.581E-07	0.513	0.582	0.161
2002	-1.620	-0.595	-1.026	0.598	0.581E-07	0.198	0.552	1.138
2003	-0.272	-0.571	0.299	0.598	0.581E-07	0.762	0.565	0.038
2004	-0.717	-0.596	-0.121	0.598	0.581E-07	0.488	0.551	0.156

Selectivities by age

Year	8	9	10
1977	1.000	1.000	1.000
1978	1.000	1.000	1.000
1981	1.000	1.000	1.000
1982	1.000	1.000	1.000
1983	1.000	1.000	1.000
1984	1.000	1.000	1.000
1986	1.000	1.000	1.000
1987	1.000	1.000	1.000
1988	1.000	1.000	1.000
1989	1.000	1.000	1.000
1990	1.000	1.000	1.000
1991	1.000	1.000	1.000
1992	1.000	1.000	1.000
1993	1.000	1.000	1.000
1994	1.000	1.000	1.000
1995	1.000	1.000	1.000
1996	1.000	1.000	1.000
1997	1.000	1.000	1.000
1998	1.000	1.000	1.000
1999	1.000	1.000	1.000
2000	1.000	1.000	1.000
2001	1.000	1.000	1.000
2002	1.000	1.000	1.000
2003	1.000	1.000	1.000
2004	1.000	1.000	1.000

5.12 JLL AREA 2

Lognormal dist.

month 0 numbers

Ages 2 - 9

log-likelihood = 1.76

deviance = 26.26

Chi-sq. discrepancy= 18.79

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1976	-0.272	0.098	-0.370	0.598	0.526E-05	0.762	1.103	0.414
1977	0.878	0.053	0.826	0.598	0.526E-05	2.407	1.054	1.918
1978	0.159	-0.007	0.165	0.598	0.526E-05	1.172	0.993	0.000
1979	-0.105	-0.078	-0.026	0.598	0.526E-05	0.901	0.925	0.080
1980	0.359	-0.267	0.625	0.598	0.526E-05	1.431	0.766	0.734
1981	0.706	-0.442	1.149	0.598	0.526E-05	2.026	0.642	6.217
1982	-0.444	-0.689	0.245	0.598	0.526E-05	0.641	0.502	0.011
1983	-1.183	-0.613	-0.571	0.598	0.526E-05	0.306	0.542	0.646
1984	-0.009	-0.469	0.459	0.598	0.526E-05	0.991	0.626	0.243

1985	0.224	-0.258	0.482	0.598	0.526E-05	1.251	0.773	0.290
1986	-1.981	-0.174	-1.807	0.598	0.526E-05	0.138	0.840	1.728
1987	-0.563	-0.067	-0.496	0.598	0.526E-05	0.570	0.935	0.559
1988	0.040	-0.045	0.085	0.598	0.526E-05	1.041	0.956	0.019
1989	-0.125	-0.086	-0.040	0.598	0.526E-05	0.882	0.918	0.090
1990	-0.434	-0.050	-0.384	0.598	0.526E-05	0.648	0.951	0.430
1991	-0.184	-0.101	-0.083	0.598	0.526E-05	0.832	0.904	0.124
1992	0.194	-0.128	0.322	0.598	0.526E-05	1.214	0.880	0.055
1993	0.115	-0.088	0.203	0.598	0.526E-05	1.122	0.916	0.001
1994	0.372	-0.102	0.475	0.598	0.526E-05	1.451	0.903	0.275
1995	-0.221	-0.087	-0.134	0.598	0.526E-05	0.801	0.917	0.168
1996	0.710	-0.118	0.828	0.598	0.526E-05	2.034	0.888	1.939
1997	0.269	-0.125	0.394	0.598	0.526E-05	1.308	0.883	0.133
1998	-0.234	-0.084	-0.150	0.598	0.526E-05	0.792	0.920	0.183
1999	-0.397	-0.101	-0.296	0.598	0.526E-05	0.672	0.904	0.332
2000	-0.289	-0.027	-0.262	0.598	0.526E-05	0.749	0.973	0.295
2001	-0.710	0.012	-0.722	0.598	0.526E-05	0.492	1.012	0.819
2002	-0.406	-0.030	-0.376	0.598	0.526E-05	0.667	0.971	0.421
2003	-0.587	-0.061	-0.525	0.598	0.526E-05	0.556	0.940	0.593
2004	0.003	0.019	-0.016	0.598	0.526E-05	1.003	1.019	0.073

Selectivities by age

Year	2	3	4	5	6	7	8	9
1976	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1977	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1978	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1979	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1980	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1981	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1982	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1983	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1984	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1985	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1986	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1987	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1988	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1989	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1990	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1991	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1992	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1993	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1994	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1995	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1996	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1997	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1998	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
1999	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
2000	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
2001	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
2002	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
2003	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551
2004	0.061	0.475	0.723	0.885	1.000	0.920	0.717	0.551

5.13 JLL AREA 3

Lognormal dist.

month 0 numbers

Ages 5 - 10

log-likelihood = 1.70

deviance = 12.01

Chi-sq. discrepancy= 9.64

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1990	-1.250	-0.036	-1.214	0.598	0.103E-04	0.286	0.964	1.312
1991	-0.894	-0.042	-0.852	0.598	0.103E-04	0.409	0.959	0.961
1992	-0.299	-0.100	-0.199	0.598	0.103E-04	0.741	0.905	0.230
1993	-0.349	-0.197	-0.152	0.598	0.103E-04	0.705	0.821	0.185
1994	-0.182	-0.217	0.035	0.598	0.103E-04	0.834	0.805	0.042
1995	-0.223	-0.191	-0.032	0.598	0.103E-04	0.800	0.826	0.084
1996	0.965	-0.148	1.113	0.598	0.103E-04	2.626	0.863	5.540
1997	0.353	-0.135	0.488	0.598	0.103E-04	1.423	0.874	0.304
1998	-0.502	-0.112	-0.390	0.598	0.103E-04	0.606	0.894	0.437
1999	0.115	-0.108	0.223	0.598	0.103E-04	1.121	0.897	0.005
2000	0.004	-0.086	0.090	0.598	0.103E-04	1.004	0.918	0.017
2001	0.415	-0.143	0.558	0.598	0.103E-04	1.515	0.867	0.492
2002	-0.053	-0.157	0.104	0.598	0.103E-04	0.948	0.855	0.012
2003	0.035	-0.114	0.150	0.598	0.103E-04	1.036	0.892	0.002
2004	0.008	-0.071	0.079	0.598	0.103E-04	1.008	0.931	0.021

Selectivities by age

Year	5	6	7	8	9	10
1990	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792
1991	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792
1992	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792
1993	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792
1994	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792
1995	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792
1996	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792
1997	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792

1998	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792
1999	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792
2000	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792
2001	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792
2002	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792
2003	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792
2004	0.186	0.367	0.639	1.000	0.962	0.792

5.14 JLL AREA 3+4

Not used

5.15 JLL AREA 2+3

Not used

5.16 JLL AREA 2+3+4

Not used

5.17 JLL GOM

Lognormal dist.
month 0 numbers
Ages 10 - 10
log-likelihood = 1.41
deviance = 5.39
Chi-sq. discrepancy= 4.04

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1974	0.107	0.318	-0.211	0.598	0.112E-04	1.113	1.375	0.242
1975	-0.487	0.235	-0.723	0.598	0.112E-04	0.614	1.266	0.820
1976	-0.266	0.322	-0.589	0.598	0.112E-04	0.766	1.380	0.667
1977	0.049	0.136	-0.087	0.598	0.112E-04	1.050	1.145	0.127
1978	0.008	0.010	-0.002	0.598	0.112E-04	1.008	1.010	0.064
1979	0.392	-0.223	0.615	0.598	0.112E-04	1.480	0.800	0.695
1980	0.287	-0.469	0.756	0.598	0.112E-04	1.332	0.625	1.415
1981	-0.452	-0.692	0.240	0.598	0.112E-04	0.636	0.501	0.009

Selectivities by age
Year 10

1974 1.000
1975 1.000
1976 1.000
1977 1.000
1978 1.000
1979 1.000
1980 1.000
1981 1.000

5.18 TAGGING

Lognormal dist.
average numbers
Ages 1 - 3
log-likelihood = 2.08
deviance = 8.16
Chi-sq. discrepancy= 6.49

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1970	13.879	13.333	0.546	0.598	0.108E+01	1065132.000	617016.994	0.456
1971	13.817	13.013	0.805	0.598	0.108E+01	1001624.000	448010.131	1.754
1972	12.976	12.829	0.147	0.598	0.108E+01	431955.000	373003.627	0.002
1973	12.121	12.656	-0.535	0.598	0.108E+01	183616.000	313662.364	0.605
1974	12.741	13.373	-0.632	0.598	0.108E+01	341589.000	642429.324	0.716
1975	13.226	13.128	0.098	0.598	0.108E+01	554596.000	502887.870	0.014
1976	12.442	12.802	-0.360	0.598	0.108E+01	253265.000	362835.740	0.403
1977	12.458	12.417	0.042	0.598	0.108E+01	257385.000	246911.607	0.038
1978	11.704	12.188	-0.484	0.598	0.108E+01	121110.000	196497.213	0.545
1979	11.501	12.057	-0.556	0.598	0.108E+01	98815.000	172318.467	0.629
1980	12.168	11.980	0.189	0.598	0.108E+01	192541.000	159455.812	0.000
1981	12.731	11.989	0.741	0.598	0.108E+01	337995.000	161025.812	1.323

Selectivities by age
Year 1 2 3

1970 1.000 1.000 1.000
1971 1.000 1.000 1.000
1972 1.000 1.000 1.000
1973 1.000 1.000 1.000
1974 1.000 1.000 1.000
1975 1.000 1.000 1.000
1976 1.000 1.000 1.000


```

1977 1.000 1.000 1.000
1978 1.000 1.000 1.000
1979 1.000 1.000 1.000
1980 1.000 1.000 1.000
1981 1.000 1.000 1.000

```

5.19 US RR 115-144

```

Lognormal dist.
average numbers
Ages 4 - 5
log-likelihood = -2.93
deviance = 18.17
Chi-sq. discrepancy= 14.32

```

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	0.426	-0.206	0.633	0.598	0.122E-04	1.532	0.814	0.765
1994	-1.124	-0.115	-1.009	0.598	0.122E-04	0.325	0.891	1.122
1995	-0.790	-0.271	-0.518	0.598	0.122E-04	0.454	0.762	0.585
1996	-0.726	-0.371	-0.354	0.598	0.122E-04	0.484	0.690	0.397
1997	-1.904	-0.501	-1.403	0.598	0.122E-04	0.149	0.606	1.466
1998	-0.292	-0.266	-0.026	0.598	0.122E-04	0.747	0.767	0.080
1999	-0.374	-0.098	-0.276	0.598	0.122E-04	0.688	0.907	0.311
2000	0.272	-0.463	0.735	0.598	0.122E-04	1.313	0.629	1.286
2001	0.771	-0.064	0.835	0.598	0.122E-04	2.162	0.938	1.994
2002	1.179	0.033	1.146	0.598	0.122E-04	3.250	1.033	6.160
2003	-0.486	-0.417	-0.069	0.598	0.122E-04	0.615	0.659	0.112
2004	-0.428	-0.735	0.307	0.598	0.122E-04	0.652	0.479	0.044

Selectivities by age

Year	4	5
1993	1.000	0.542
1994	1.000	0.542
1995	1.000	0.542
1996	1.000	0.542
1997	1.000	0.542
1998	1.000	0.542
1999	1.000	0.542
2000	1.000	0.542
2001	1.000	0.542
2002	1.000	0.542
2003	1.000	0.542
2004	1.000	0.542

5.20 CA GLS13+

```

Lognormal dist.
average numbers
Ages 10 - 10
log-likelihood = 3.06
deviance = 18.53
Chi-sq. discrepancy= 14.85

```

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1981	0.560	0.895	-0.336	0.598	0.108E-03	1.750	2.448	0.376
1982	0.508	0.788	-0.281	0.598	0.108E-03	1.661	2.199	0.315
1983	0.908	0.744	0.164	0.598	0.108E-03	2.480	2.105	0.001
1984	0.382	0.292	0.089	0.598	0.108E-03	1.465	1.340	0.017
1985	-0.600	0.176	-0.776	0.598	0.108E-03	0.549	1.192	0.878
1986	-0.372	0.222	-0.594	0.598	0.108E-03	0.689	1.248	0.672
1987	-0.913	-0.084	-0.829	0.598	0.108E-03	0.401	0.920	0.937
1988	-0.263	-0.034	-0.229	0.598	0.108E-03	0.769	0.967	0.261
1989	-0.269	-0.140	-0.129	0.598	0.108E-03	0.764	0.870	0.163
1990	-0.822	-0.149	-0.673	0.598	0.108E-03	0.440	0.862	0.763
1991	-0.222	-0.327	0.105	0.598	0.108E-03	0.801	0.721	0.012
1992	-0.183	-0.350	0.166	0.598	0.108E-03	0.833	0.705	0.000
1993	0.017	-0.202	0.220	0.598	0.108E-03	1.017	0.817	0.004
1994	-1.116	-0.479	-0.636	0.598	0.108E-03	0.328	0.619	0.722
1995	0.175	-0.183	0.358	0.598	0.108E-03	1.191	0.833	0.089
1996	-0.908	-0.391	-0.517	0.598	0.108E-03	0.403	0.677	0.584
1997	-0.888	-0.400	-0.488	0.598	0.108E-03	0.412	0.670	0.550
1998	-0.275	-0.587	0.312	0.598	0.108E-03	0.759	0.556	0.047
1999	0.085	-0.601	0.685	0.598	0.108E-03	1.088	0.548	1.007
2000	-0.104	-0.490	0.386	0.598	0.108E-03	0.901	0.613	0.122
2001	-0.073	-0.820	0.748	0.598	0.108E-03	0.930	0.440	1.362
2002	-0.316	-0.841	0.525	0.598	0.108E-03	0.729	0.431	0.397
2003	0.023	-0.646	0.669	0.598	0.108E-03	1.023	0.524	0.928
2004	0.665	-0.395	1.060	0.598	0.108E-03	1.945	0.674	4.639

Selectivities by age

Year	10
1981	0.630
1982	0.492
1983	0.457
1984	0.314

1985 0.290
 1986 0.361
 1987 0.332
 1988 0.355
 1989 0.320
 1990 0.340
 1991 0.274
 1992 0.263
 1993 0.368
 1994 0.292
 1995 0.373
 1996 0.294
 1997 0.293
 1998 0.262
 1999 0.220
 2000 0.238
 2001 0.177
 2002 0.189
 2003 0.249
 2004 0.296

=====

TOTAL NUMBER OF FUNCTION EVALUATIONS = 2202

Table 16. Selected benchmarks for the 2006 western Atlantic VPA base case.

MEASURE	<i>Deterministic result</i>	SDEV.	LOWER CL	MEDIAN	UPPER CL
F at MSY	0.171	0.0137	0.154	0.171	0.19
MSY	3190	175	2990	3200	3430
Y/R at MSY	42.3	1.53	41.4	43.5	45.3
S/R at MSY	213	6.2	207	215	223
SPR AT MSY	0.198	0.00576	0.192	0.2	0.207
SSB AT MSY	16100	618	15100	15800	16600
F at max. Y/R	0.171	0.0137	0.154	0.171	0.19
Y/R maximum	42.3	1.53	41.4	43.5	45.3
S/R at Fmax	213	6.2	207	215	223
SPR at Fmax	0.198	0.00576	0.192	0.2	0.207
SSB at Fmax	16100	618	15100	15800	16600
F 0.1	0.0959	0.00477	0.0876	0.0932	0.0997
Y/R at F0.1	39.2	1.2	38.5	40.2	41.5
S/R at F0.1	386	5.15	384	391	397
SPR at F0.1	0.358	0.00478	0.356	0.363	0.369
SSB at F0.1	29100	1050	27600	28800	30200
SSB 90% max Y/R	31900	1200	29800	31100	32700
F 75% of Fmax	0.128	0.0103	0.116	0.128	0.143
Y 75% of Fmax	3130	175	2930	3140	3370
Y/R at 75% Fmax	41.5	1.55	40.6	42.7	44.5
S/R at 75% Fmax	294	8.49	282	293	305
SSB at 75% Fmax	22200	929	20600	21600	22900

Table 17. Monthly distribution of catches of juvenile (<130 cm FL) and spawning sized (>130cm FL) bluefin in the eastern Atlantic and Mediterranean estimated based on high resolution purse seine, baitboat, and longline data available from representative fleets for the period 2000-2004. These percentages refer to the official reported Task I data and can be used to estimate the effectiveness of fishery closures in the region assuming that effort would not compensate. Redistribution of fishing effort could reduce the effectiveness estimated by this method.

	Month												Total
	January	February	March	April	May	June	July	August	September	October	November	December	
East & Mediterranean													
Juvenile Fish	0.3%	0.1%	0.2%	3.8%	3.3%	17.1%	20.9%	8.1%	15.8%	15.3%	14.0%	1.1%	100.0%
Spawning Size Fish	0.5%	0.2%	1.2%	1.8%	10.5%	42.9%	8.4%	3.1%	4.3%	7.0%	9.9%	10.2%	100.0%
Mediterranean:													
Juvenile Fish	0.0%	0.0%	0.0%	3.8%	3.3%	8.4%	6.0%	3.4%	13.9%	7.4%	0.0%	0.0%	46.2%
Spawning Size Fish	0.0%	0.0%	0.0%	0.5%	10.3%	42.3%	6.4%	0.0%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	59.6%
East Atlantic:													
Juvenile Fish	0.3%	0.1%	0.1%	0.0%	0.0%	8.7%	14.9%	4.7%	1.9%	8.0%	14.0%	1.1%	53.8%
Spawning Size Fish	0.5%	0.2%	1.2%	1.3%	0.3%	0.5%	2.0%	3.0%	4.2%	7.0%	9.9%	10.2%	40.4%

Table 18. Catch-effort coverage relative to Task I reported catches for Mediterranean bluefin tuna.

CEF (kg)			Year														
Flag	Square	Product	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Chinese Taipei	5x5	LW								278116	122292	31277	196107	319312	1240937	444516	50793
Croatia	5x5	LW				176400	388700								902290	977040	1138921
	BF59	LW		538200	347200												827198
EC.Cyprus	1x1	LW											60822		91352	78925	104704
EC.España	1x1	LW				374300	2588000	3116800	1960000	1817100	181600		37802	28082			
	5x5	LW			3371300	2982400	127000	556500	367400	575700	1779100	1945000	1991338	593604	2204725		
	BF59	LW	1326000	1305400											1601301		
EC.Greece	5x5	GG LW										149300	60757			51120	42128
EC.Italy	1x1	LW	3200	5300	7900	2600	7200	2331000			1522000		260452				
EC.Malta	10x10	GG															
	5x5	LW										237870	375272	218603			
EC.Portugal	1x1	LW														1520	430
Korea, Republic of	5x5	LW					515000	536500	213000	196500							
Libya	1x1	LW													69804		
	5x5	LW										744557	1065702	1940152			
Tunisie	5x5	LW										34811	306029	1920935			
Yugoslavia	5x5	LW											4600				
SUBTOTAL			1329200	1848900	3726400	3535700	3625900	6540800	2540400	2867416	3604992	3142815	4358881	7594083	4514054	1715002	1025253

CEF (number)			Year														
EC.España	BF59	NR						7021									
		Wimed (kg)						102									
Japan	5x5	NR	1193	453	948	2379	3024	3868	4492	1978	2685	2312	1703	1323	3067	3090	1531
		Wimed (kg)	211	181	218	224	171	208	199	180	227	227	227	189	189	199	167

TOTAL cnv Nr ->t	ESP	720															
	JPN	252	82	207	534	516	804	894	355	610	525	387	251	581	616	256	

TASK-1 MED (t)	17207	19872	24230	24901	39810	37640	38144	33612	28342	22828	23238	24519	24841	24737	24481
TOTAL CEF (t)	1581	1931	3933	4070	4142	8064	3434	3223	4215	3668	4746	7845	5095	2331	1281

% coverage	Year	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
	% CEF vs T1	9	10	16	16	10	21	9	10	15	16	20	32	21	9	5

Table 19. Yield-per-recruit analysis results (absolute values in the upper panel and relative to status quo percentage in the lower panel). SSB: spawning biomass per recruit (kg); YPR: yield per recruit (kg); Fmultmax: F multiplier to achieve maximum yield per recruit; SPR: % with respect to virgin spawning biomass.

		1990-1994		2003-2004		2003-2004 "Underrep"	
		YPR	Fmultmax	YPR	Fmax	YPR	Fmultmax
Base Case	Case1	10.92	0.70	10.78	0.32	9.96	0.26
age 1	Case2	11.80	0.77	12.01	0.35	11.39	0.28
age 2	Case3	13.89	1.07	14.23	0.43	14.18	0.36
JJMed	Case4	11.00	0.88	11.98	0.45	11.13	0.39
JJE+Med	Case5	11.03	0.95	12.67	0.49	11.81	0.43
age1 JJMed	Case6	11.70	0.98	13.38	0.51	12.81	0.46
age1 JJE+M	Case7	11.70	1.06	14.17	0.57	13.62	0.51
age2 JJMed	Case8	13.31	1.35	15.33	0.65	15.33	0.61
age2 JJE+M	Case9	13.11	1.43	15.65	0.70	15.66	0.65
MJJ Med	Case10	10.52	1.18	9.36	1.25	9.48	1.01
	%	%YPR	%SPR	%YPR	%SPR	%YPR	%SPR
Base Case	Case1	0.00	14.18	0.00	6.02%	0.00	4.52
age 1	Case2	8.08	16.08	11.40	7.17%	14.43	5.68
age 2	Case3	27.18	23.07	31.94	10.33%	42.37	9.28
JJMed	Case4	0.77	20.28	11.07	13.02%	11.74	10.20
JJE+Med	Case5	1.05	22.05	17.53	15.39%	18.58	12.50
age1 JJMed	Case6	7.15	22.39	24.06	15.40%	28.69	12.74
age1 JJE+M	Case7	7.18	24.24	31.36	18.13%	36.83	15.54
age2 JJMed	Case8	21.87	30.03	42.13	20.10%	53.93	18.24
age2JJJE+M	Case9	20.09	31.49	45.14	21.88%	57.29	20.31
MJJ Med	Case10	-3.64	30.61	-13.23	27.34%	-4.77	20.88

Table 20. Yield-per-recruit analyses results. SSB/R: Equilibrium spawning biomass per recruit (kg); SPR: Spawning potential ratio; YPR: Equilibrium yield per recruit (Kg); F.mult.max: F multiplier to achieve maximum yield per recruit; BB: baitboat; LL:longline; OT: other gears; PS: Purse Seine; EA: East Atlantic; MED: Mediterranean. Gear specific YPR (kg) is indicated under the different gear-area codes. SPR lower than or equal to 20% are highlighted in blue (bold).

Case	MinSize	Areas	Months	Gears	F.mult. max	SSB/R	%SPR	YPR	BB.EA	LL.EA	OT.EA	LL.MED	OT.MED	PS.MED
1	NONE	NONE	NONE	NONE	0.32	28.75	6.02%	10.78	1.02	0.71	0.59	0.09	0.02	0.88
2	NONE	MED.EA	MJJ	ALL	1.68	174.61	36.57%	8.24	1.08	3.39	0.63	0.04	0.03	0.33
3	NONE	MED.EA	JJ	ALL	0.49	73.48	15.39%	12.67	0.81	1.87	0.74	0.04	0.02	0.96
4	NONE	MED.EA	JJAS	ALL	0.60	99.94	20.93%	14.38	0.65	2.27	0.91	0.02	0.01	1.26
5	NONE	MED	ALL	ALL	1.90	209.89	43.96%	10.05	1.99	4.34	3.60	0.12	0.00	0.00
6	NONE	MED.EA	ALL	PS	0.60	101.27	21.21%	14.73	1.63	2.48	1.59	0.00	0.06	3.37
7	10kg	NONE	NONE	NONE	0.35	35.24	7.38%	12.16	0.96	0.87	0.60	0.08	0.02	1.03
8	10kg	MED	MJJ	PS	0.53	77.85	16.30%	13.72	1.24	1.91	1.22	0.08	0.05	2.58
9	10kg	MED	MJJ	ALL	1.56	155.80	32.63%	10.28	1.46	3.23	2.63	0.09	0.03	0.32
10	10kg	MED.EA	MJJ	PS	0.53	78.60	16.46%	13.77	1.25	1.93	1.23	0.02	0.05	2.60
11	10kg	MED.EA	MJJ	ALL	2.22	206.33	43.21%	8.92	1.03	4.01	0.66	0.02	0.04	0.39
12	10kg	MED	JJ	PS	0.49	67.84	14.21%	13.40	1.17	1.69	1.06	0.08	0.04	2.20
13	10kg	MED	JJ	ALL	0.52	75.13	15.73%	13.51	1.23	1.91	1.21	0.08	0.02	0.97
14	10kg	MED.EA	JJ	PS	0.49	68.49	14.34%	13.45	1.18	1.70	1.07	0.02	0.04	2.22
15	10kg	MED.EA	JJ	ALL	0.58	87.90	18.41%	14.27	0.72	2.23	0.80	0.02	0.02	1.14
16	10kg	MED	JJAS	PS	0.56	81.75	17.12%	14.48	1.38	2.05	1.32	0.07	0.06	2.69
17	10kg	MED	JJAS	ALL	0.60	91.44	19.15%	14.64	1.48	2.34	1.53	0.07	0.01	1.09
18	10kg	MED.EA	JJAS	PS	0.56	82.69	17.32%	14.55	1.39	2.07	1.33	0.00	0.06	2.71
19	10kg	MED.EA	JJAS	ALL	0.73	114.06	23.89%	15.79	0.47	2.59	0.96	0.00	0.01	1.43
20	25kg	NONE	NONE	NONE	0.49	64.12	13.43%	15.45	0.78	1.56	0.67	0.06	0.03	1.67
21	25kg	MED	MJJ	PS	0.81	119.19	24.96%	16.66	0.98	2.91	1.47	0.05	0.06	3.75
22	25kg	MED	MJJ	ALL	2.80	235.48	49.32%	11.35	1.31	4.86	3.59	0.05	0.04	0.40
23	25kg	MED.EA	MJJ	PS	0.82	119.60	25.05%	16.67	0.99	2.91	1.48	0.01	0.06	3.76
24	25kg	MED.EA	MJJ	ALL	3.99	282.76	59.22%	9.12	1.09	5.48	0.87	0.02	0.05	0.46
25	25kg	MED	JJ	PS	0.75	108.35	22.69%	16.48	0.95	2.68	1.30	0.05	0.06	3.32
26	25kg	MED	JJ	ALL	0.81	118.72	24.87%	16.56	1.03	3.00	1.51	0.05	0.02	1.44
27	25kg	MED.EA	JJ	PS	0.75	108.72	22.77%	16.49	0.96	2.69	1.30	0.01	0.06	3.33
28	25kg	MED.EA	JJ	ALL	0.86	125.94	26.38%	16.79	0.72	3.18	1.11	0.01	0.02	1.54
29	25kg	MED	JJAS	PS	0.78	111.42	23.34%	16.65	0.99	2.77	1.35	0.05	0.06	3.43
30	25kg	MED	JJAS	ALL	0.85	122.91	25.74%	16.75	1.08	3.13	1.59	0.05	0.01	1.40
31	25kg	MED.EA	JJAS	PS	0.78	111.88	23.43%	16.67	1.00	2.78	1.35	0.00	0.06	3.44
32	25kg	MED.EA	JJAS	ALL	0.96	135.93	28.47%	17.07	0.37	3.06	1.14	0.00	0.01	1.61

Table 21. Effect of effort redistribution outside the area closed. p: proportion of June-July Mediterranean catch that purse seiners would be able to catch outside the Mediterranean in those two months. Values indicate percentage change with respect to *status quo*.

<i>Case</i>	<i>p</i>	<i>SSB</i>	<i>YPR</i>	<i>BB.EA</i>	<i>LL.EA</i>	<i>OT.EA</i>	<i>PS.EA</i>	<i>BB.MED</i>	<i>LL.MED</i>	<i>OT.MED</i>	<i>PS.MED</i>
2	0	93.95	9.77	17.29	95.97	64.88	4.21	72.62	109.43	215.94	-46.81
3	10%	85.61	8.69	9.62	84.32	55.05	-0.96	60.38	96.36	200.56	-41.33
4	20%	80.18	8.01	4.36	76.46	48.19	-4.28	51.92	87.53	190.18	-37.52
5	30%	76.17	7.52	0.27	70.52	42.92	-6.98	45.59	80.85	182.32	-34.57
6	40%	73.02	7.13	-3.10	65.77	38.67	-9.35	40.61	75.51	176.01	-32.18

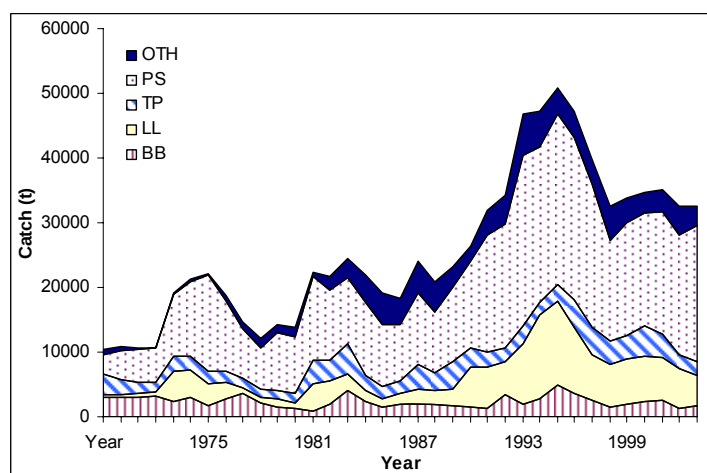


Figure 1. Total bluefin tuna catches (in t) reported to ICCAT Secretariat for the east Atlantic and Mediterranean Sea combined and displayed by main gears.

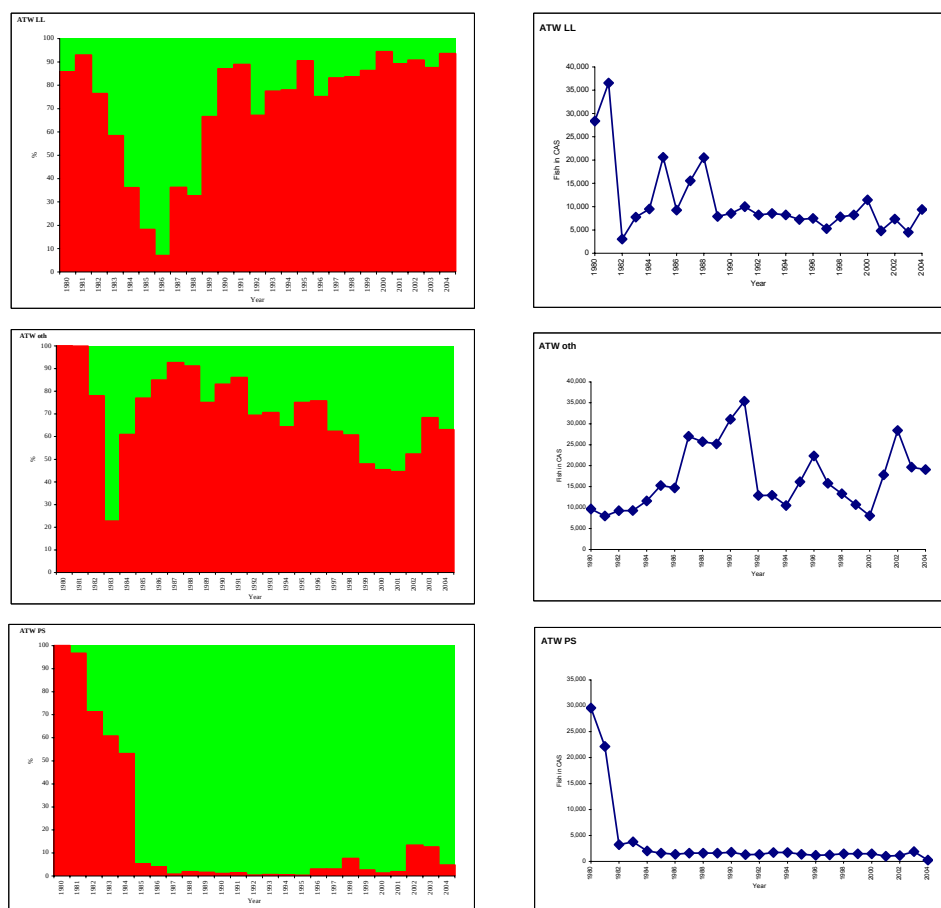


Figure 2. Sampling levels and total catch by gear type for west Atlantic bluefin. The left panels represent the percentage of the total catch at size (in number of fish) for which size samples were available in the ICCAT database. Dark (red) indicates the fractions of which size samples were not available at ICCAT. Right panels show the total number of fish in the catch at size. The top panels are the longline fisheries, the bottom panels are the purse seine fisheries and the middle are the others.

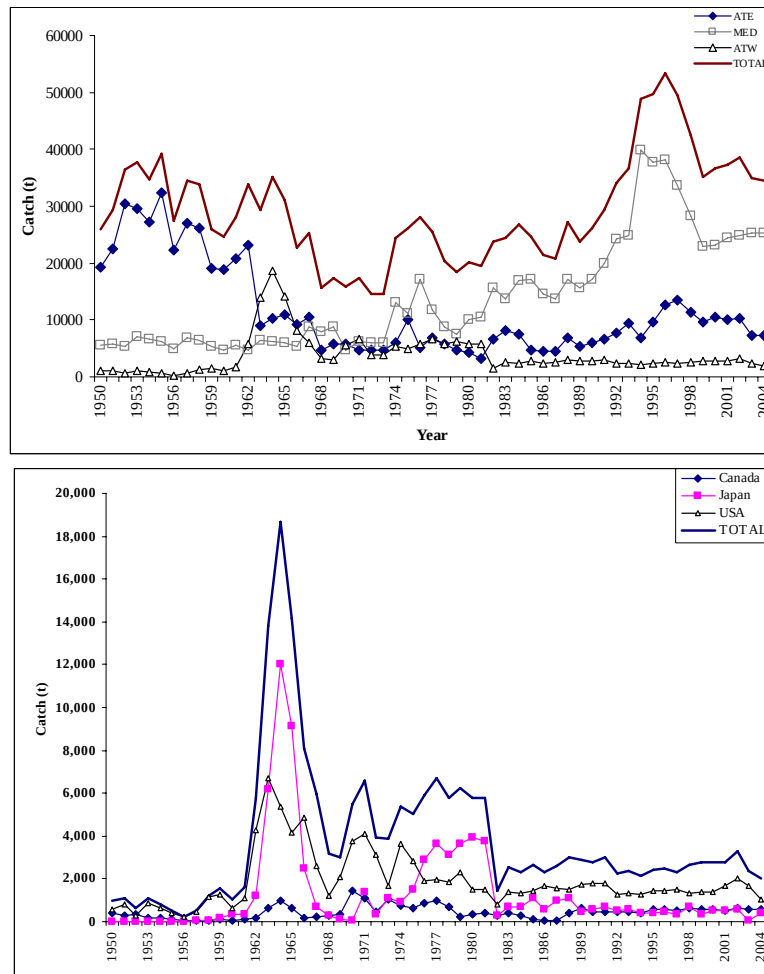


Figure 3. Upper: Atlantic bluefin catches (in t, including discards) by region. Lower: West Atlantic bluefin catches (in t, including discards) by flag.

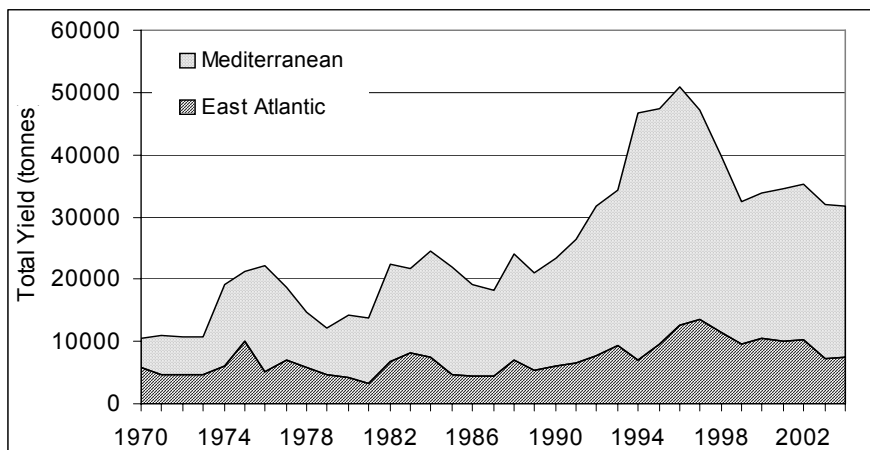


Figure 4. Total bluefin tuna catches (in t) reported to ICCAT Secretariat for the east Atlantic and Mediterranean Sea (i.e. Task I data).

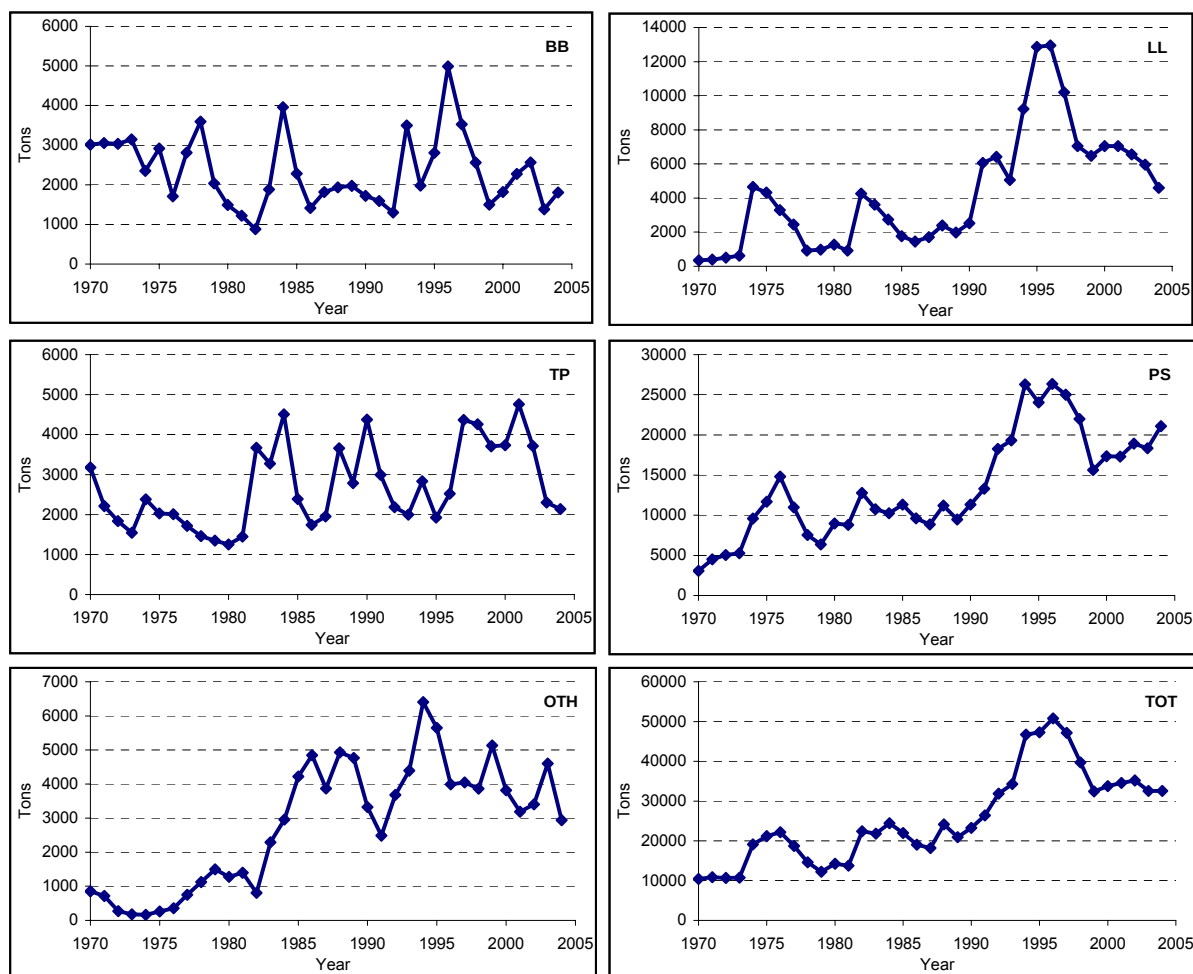


Figure 5. Fishery trends in bluefin tuna catches for the main gears and in total for the east Atlantic and Mediterranean.

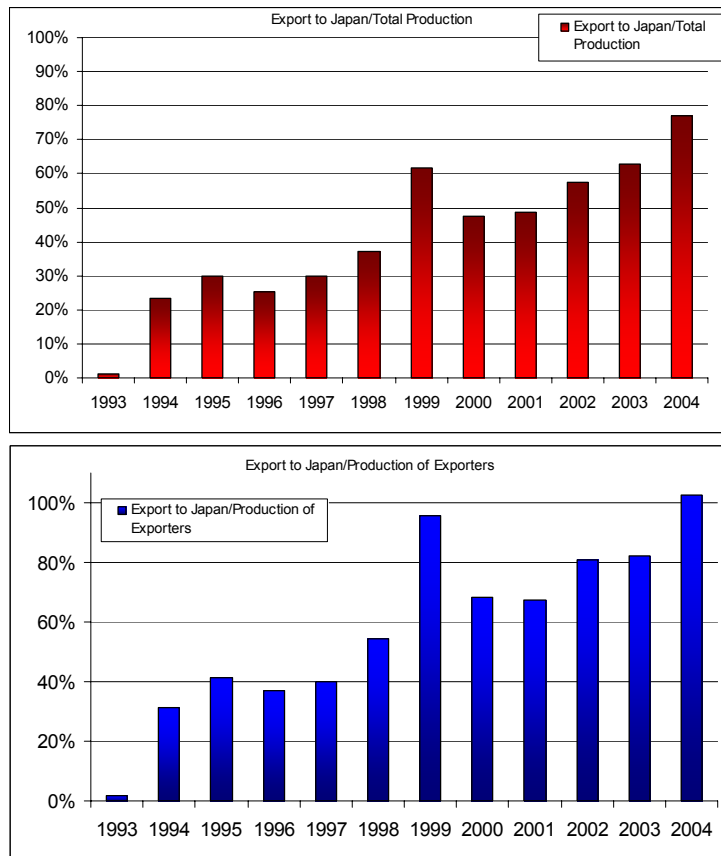


Figure 6. Based on trade statistics reported to ICCAT, the estimated proportion of reported production of bluefin tuna from the Mediterranean and eastern Atlantic exported overseas has been increasing since the early 1990s. At present, the estimates of capture weights (adjusted for expected growth in farms) exported by exporting nations equals the reported production of those nations in Task I statistics (lower plate). Overall, the estimates capture weights of bluefin exported equals approximately 75% of the total reported production of bluefin from the eastern Atlantic and Mediterranean according to the Task I data.

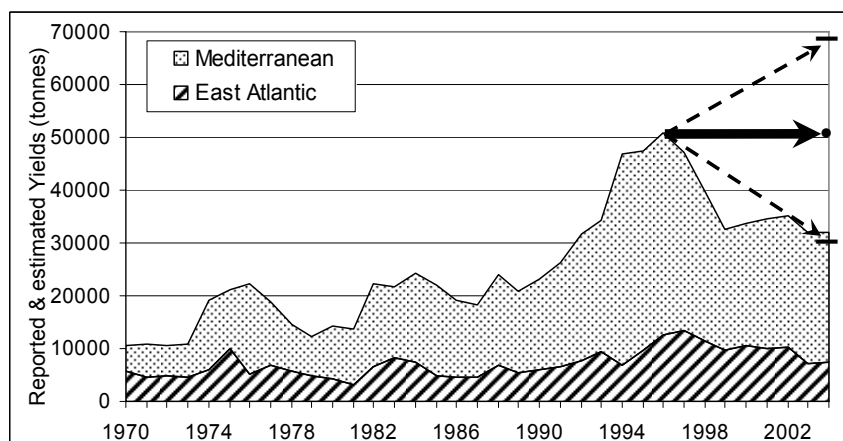


Figure 7. Total bluefin tuna yields reported to ICCAT for the Mediterranean Sea and east Atlantic together with the 'best' estimate and high and low estimates calculated by the Group (being raised by the 2004 catch of the east Atlantic). The thick arrow gives a rough indication of the most likely trend in catch. The quota for the 2002-2006 period for east Atlantic and Mediterranean was set at 32,000 t.

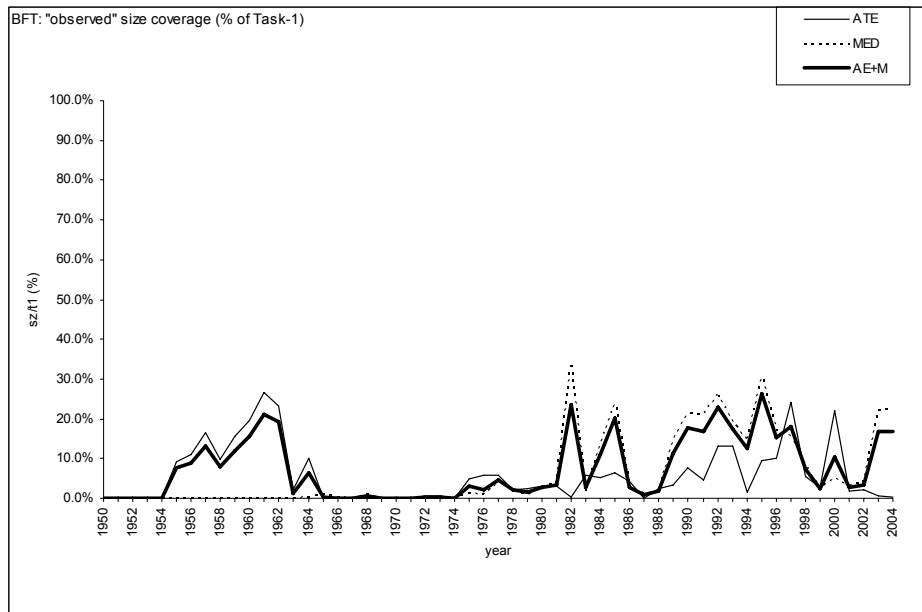


Figure 8. The time-trend of catches, for which some size samples are available in ICCAT databases, are expressed in percentage of the annual task I of bluefin tuna. The figure gives an indication of the percentage of catch for which no size samples exist for the eastern Atlantic and/or the Mediterranean.

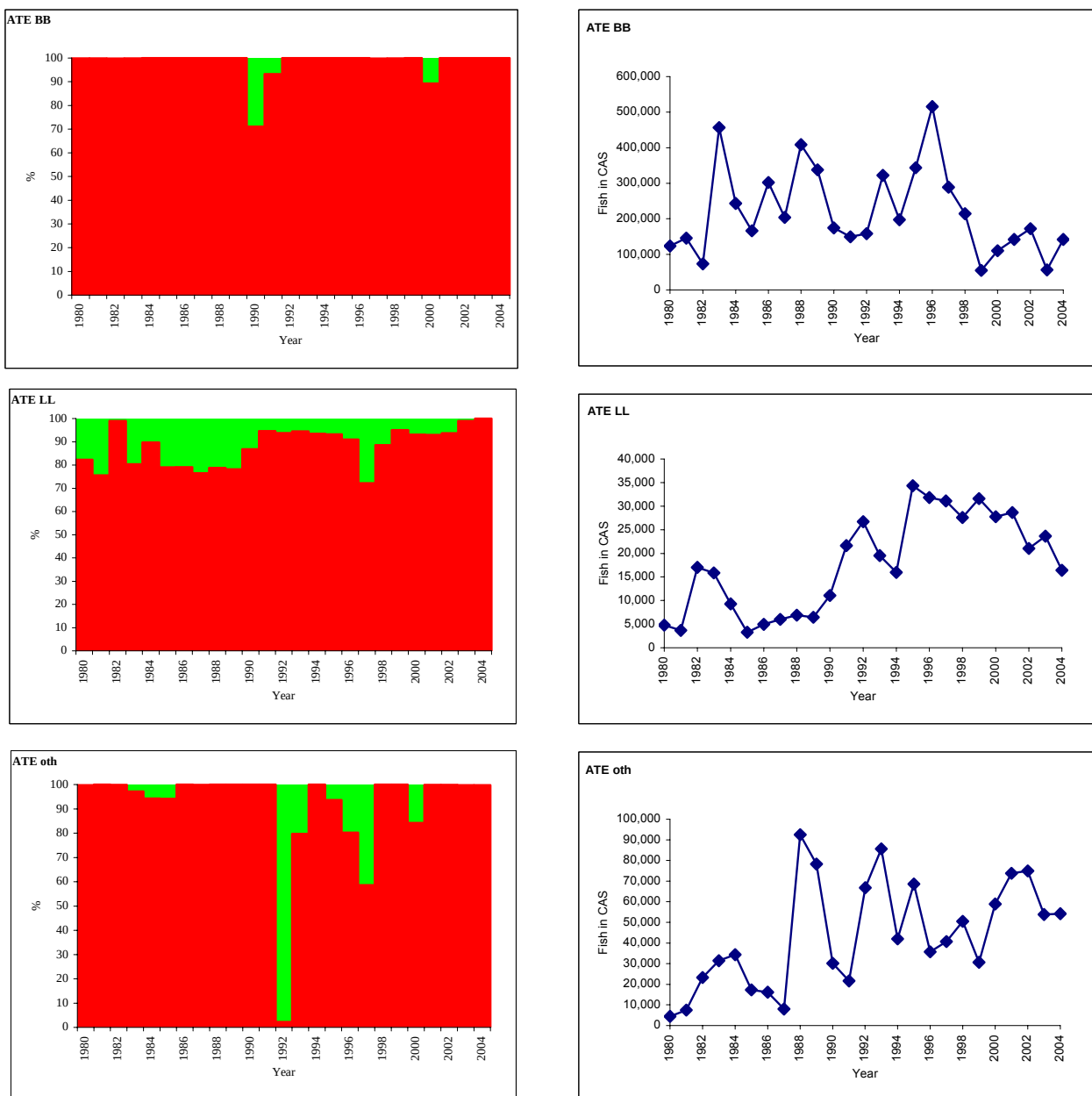


Figure 9. Percentage of total catch-at-size (in number of fish) for which some size sample is available for a given year and gear (left hand panels) for the Mediterranean Sea. Dark (red) indicates the fractions of which size samples were not available at ICCAT. Right hand panels show the corresponding annual estimates of catch at size by gear in numbers of fish.

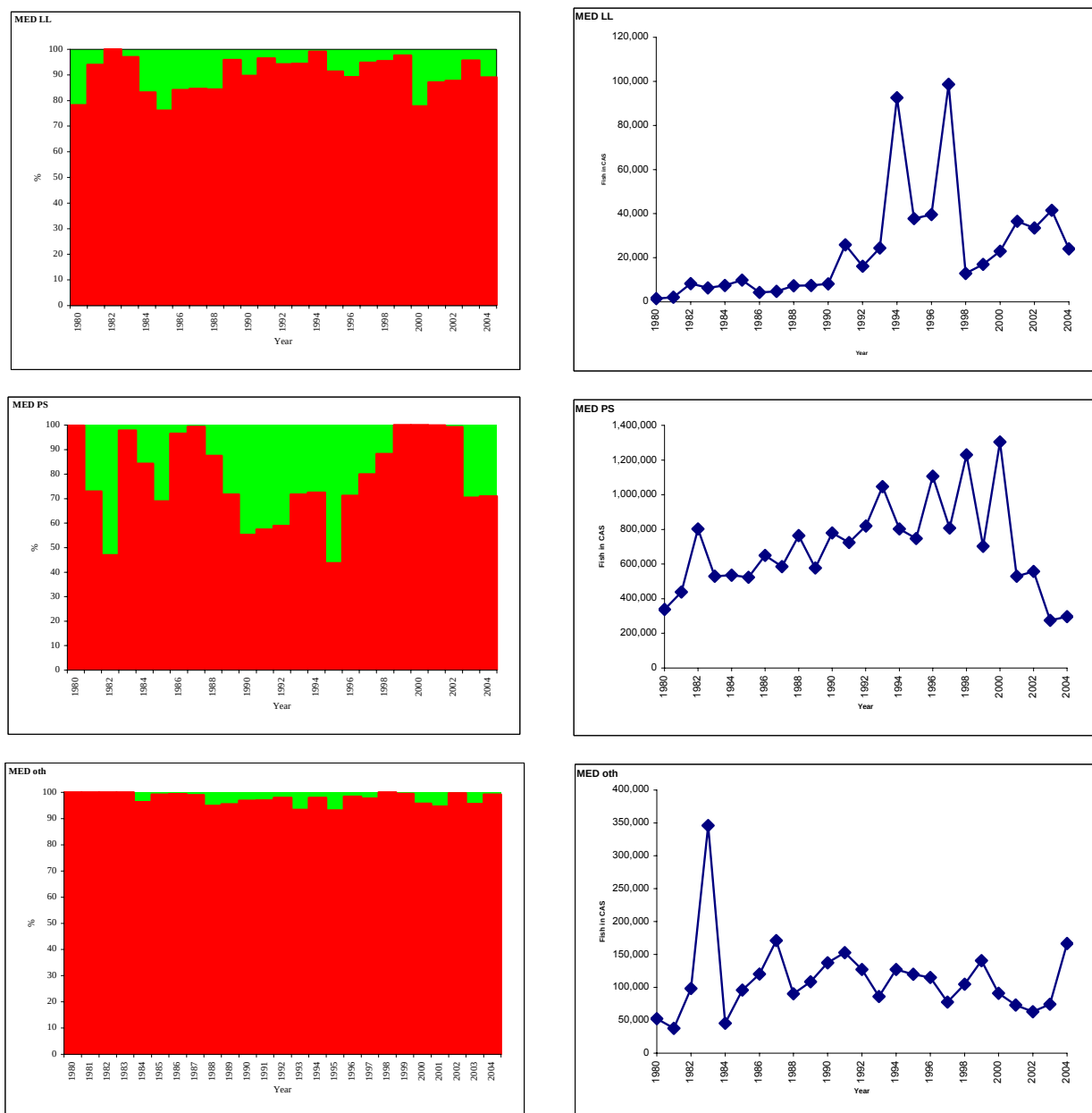


Figure 10. Percentage of total catch-at-size (in number of fish) for which some size sample is available for a given year and gear (left hand panels) for the east Atlantic. Dark (red) indicates the fractions of which size samples were not available at ICCAT. Right hand panels show the corresponding annual estimates of catch at size by gear in numbers of fish.

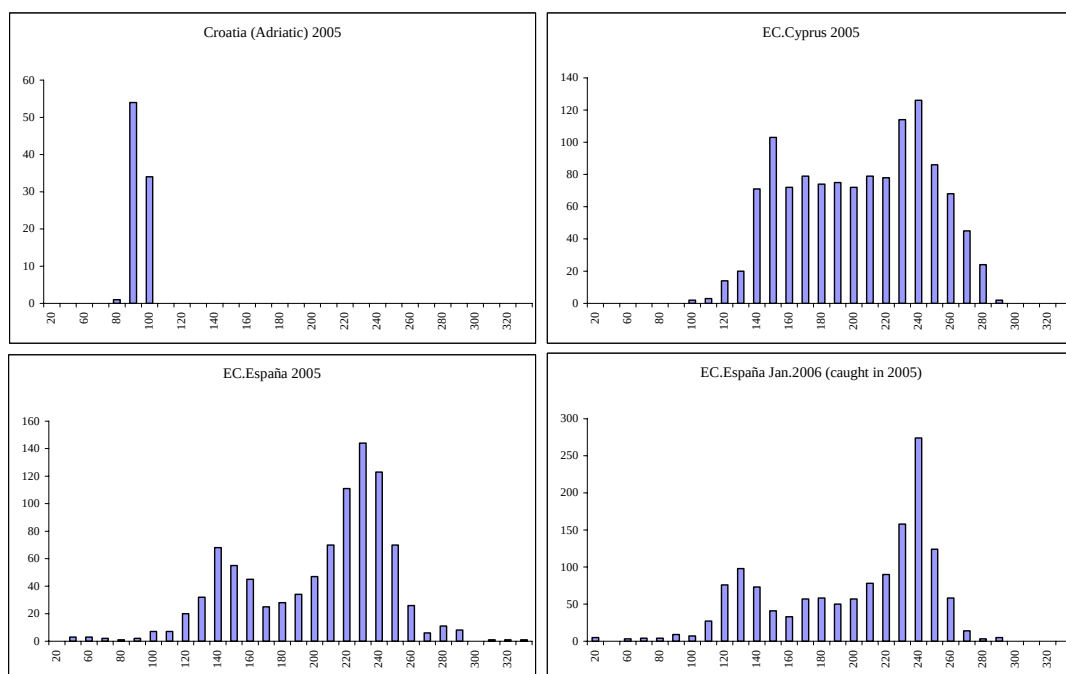


Figure 11. Size frequencies of bluefin tuna caught by the Mediterranean fleets in 2005 and harvested in Croatian, Cypriot and Spanish farms.

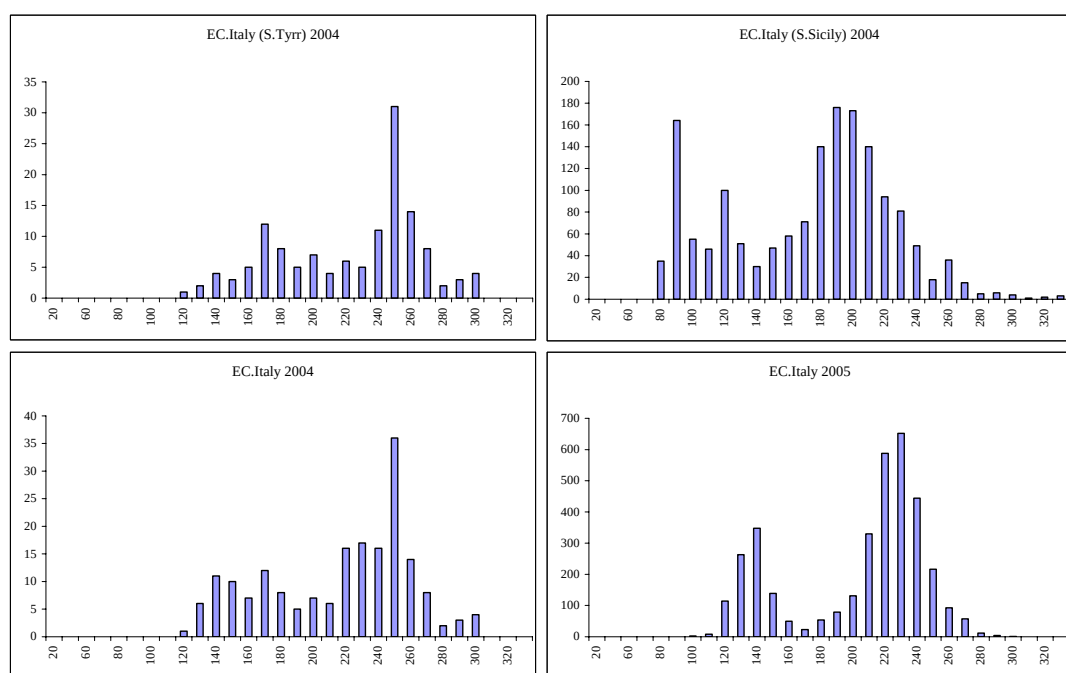


Figure 12. Size frequencies of bluefin tuna caught by the Italian purse seine fleet in 2004 and 2005 and harvested in farms. All the graphs, except the one at lower left, are related to fishes harvested in cages.

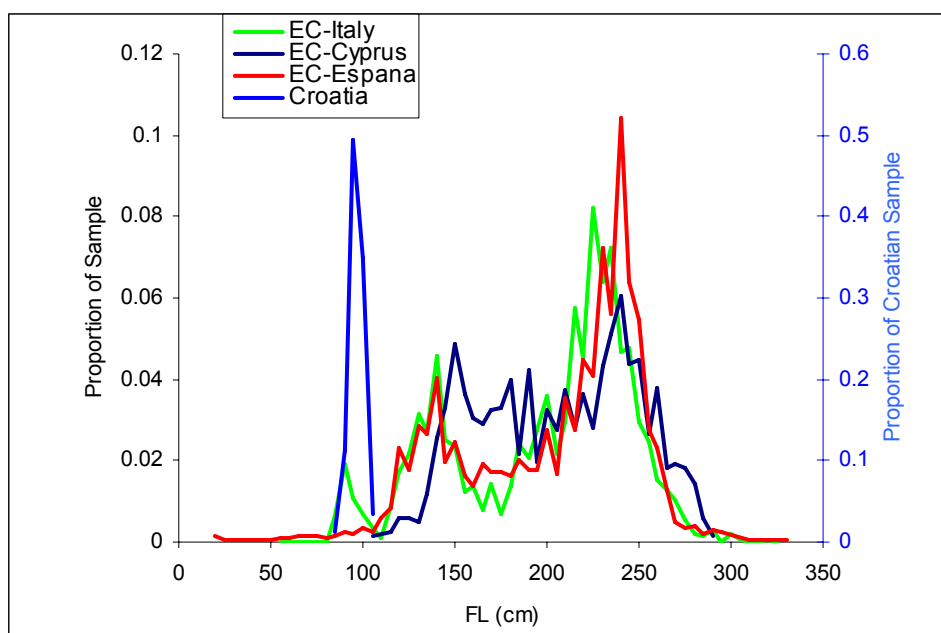


Figure 13. Catch at size distributions from pooled samples of farmed fish available for analysis by the Group.

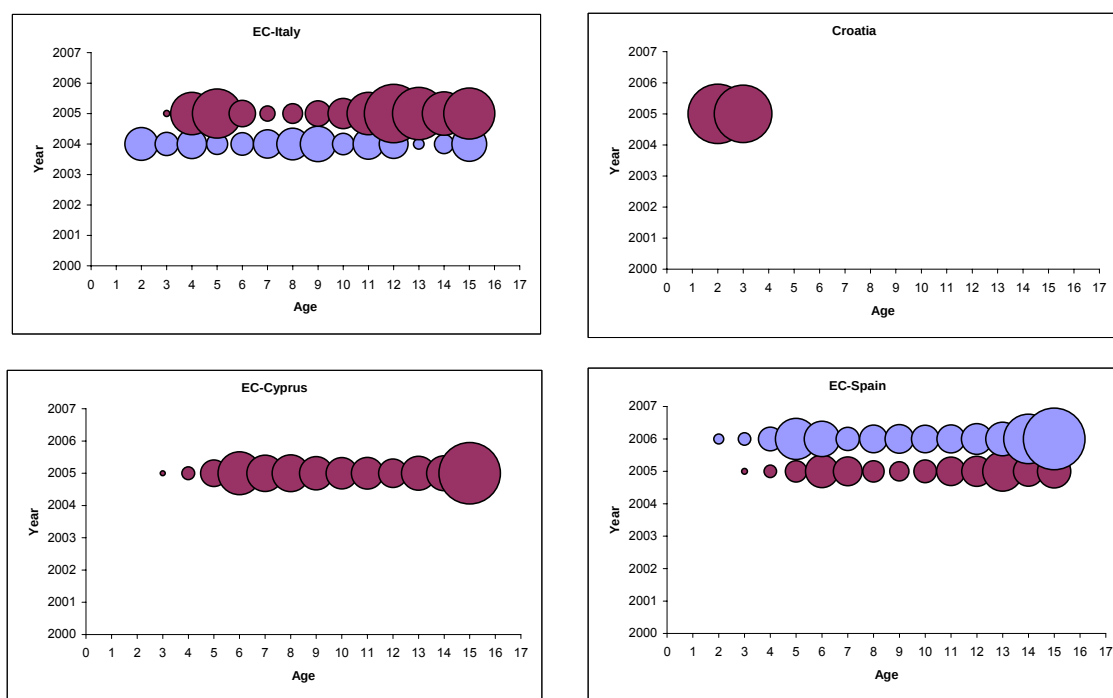


Figure 14. Estimated age distribution of the farmed fish length samples (**Figure 11-13**) estimated using the SCRS ageing algorithm applied for analysis of East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna. Age distributions for Croatian samples were reduced by one year to account for length of time fish are kept in farms.

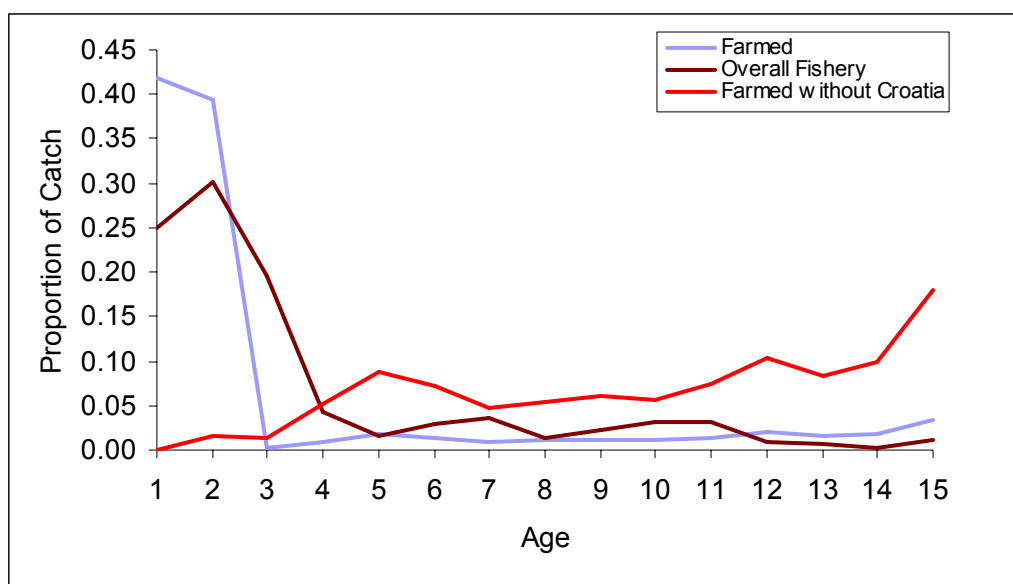


Figure 15. Estimated proportional catch at age of farmed fish received at the Japanese markets in 2004 based on age frequency samples from farms raised to estimates of capture weights from trade statistics reported by the Japanese Administration. For comparison, the estimated proportional catch-at-age distribution from the overall fishery is also shown.

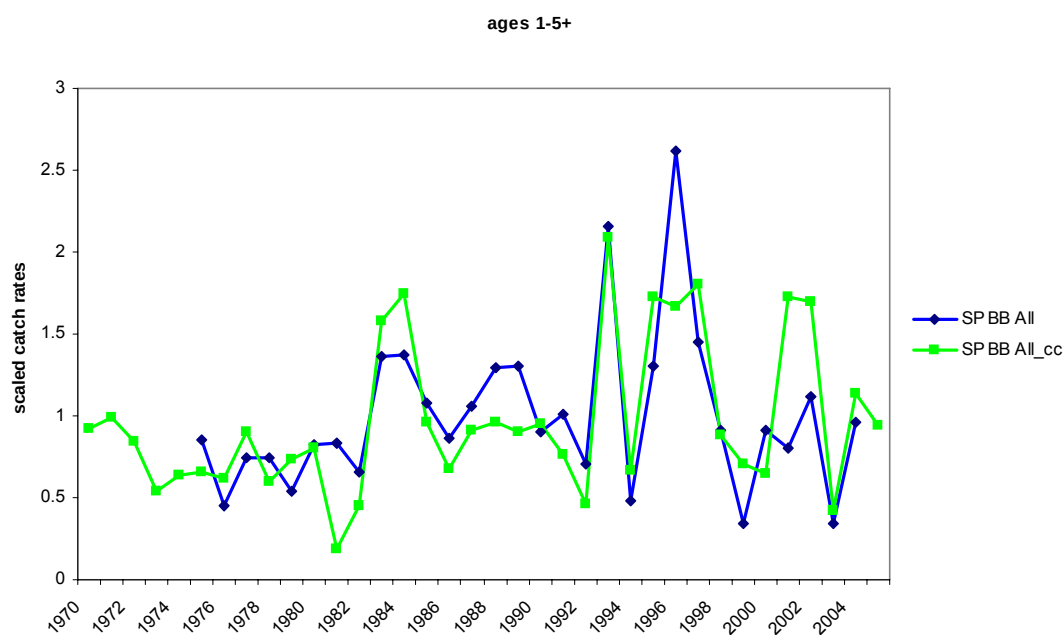


Figure 16. Standardized CPUE series for small fish (ages 1 to 5+) from the baitboat fishery in the Bay of Biscay using two different approaches for standardization.

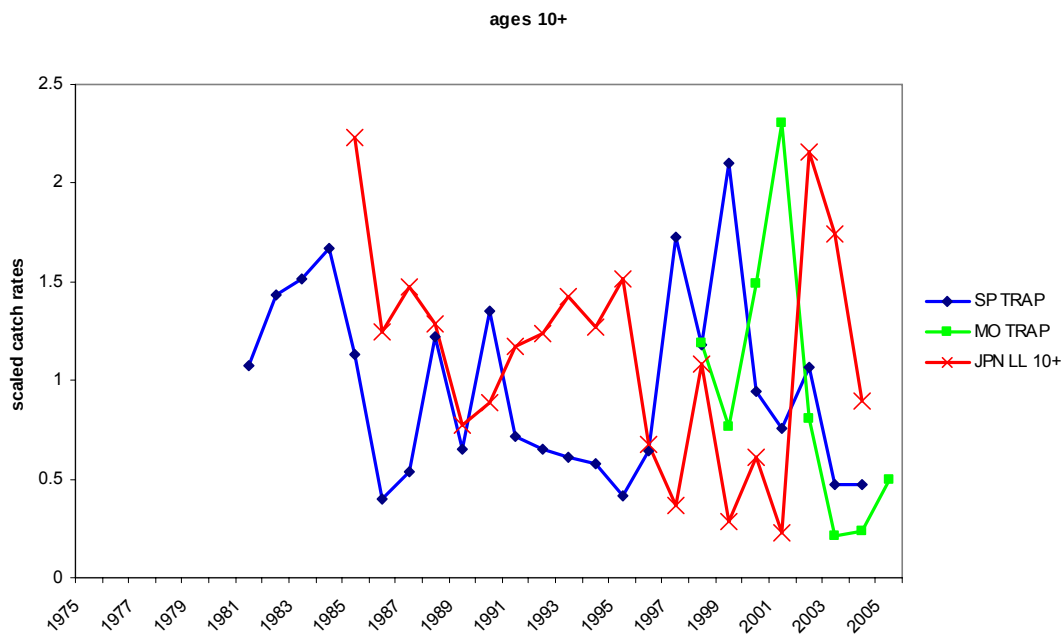


Figure 17. Comparison of standardized CPUE series for longline and trap fisheries (ages 10+) in the eastern Atlantic and Mediterranean.

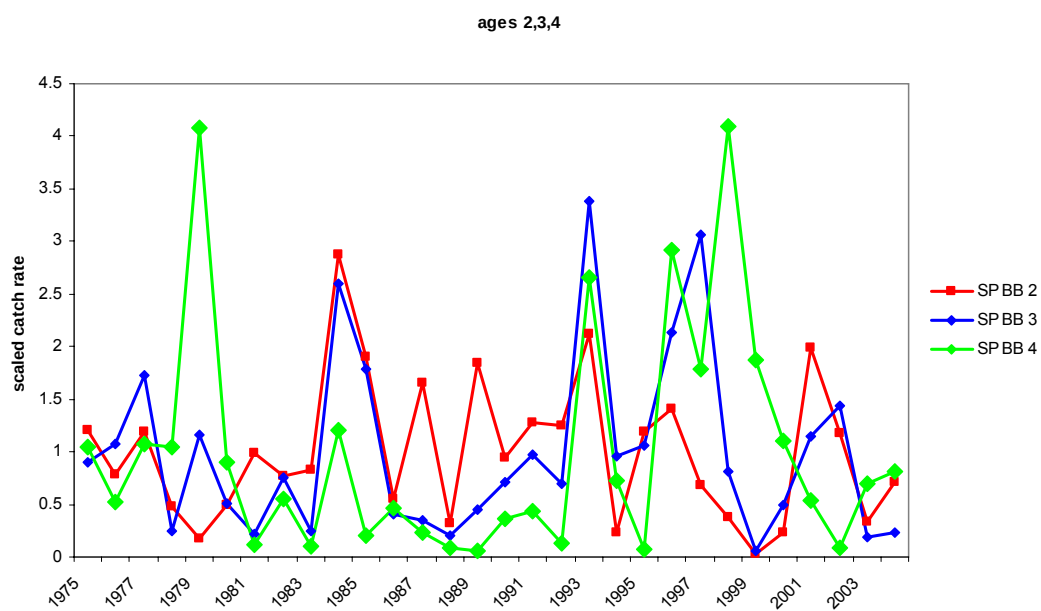


Figure 18. Standardized CPUE series for the main age groups taken in the baitboat fishery in the Bay of Biscay.

ages 8+, 10+

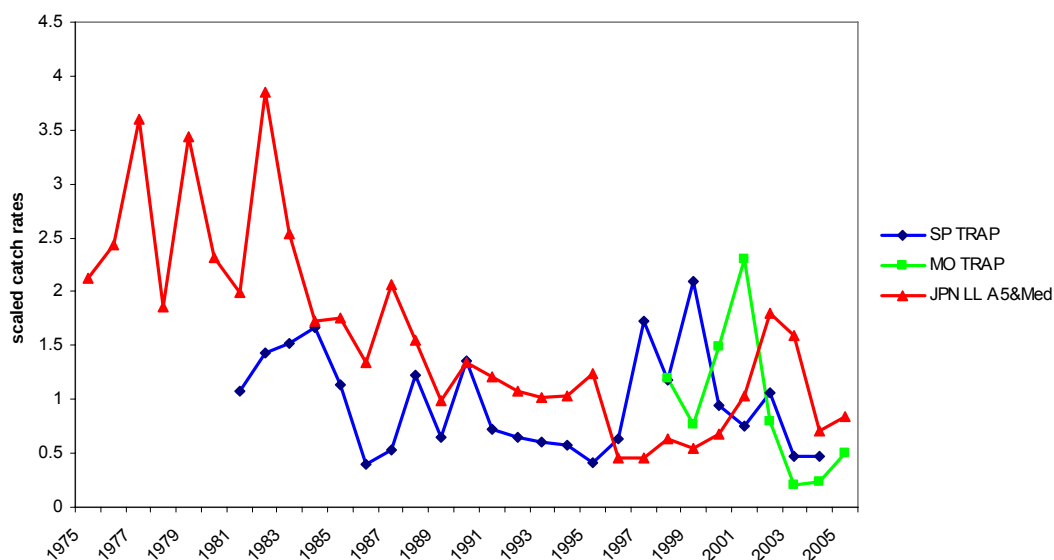


Figure 19. Comparison of standardized CPUE series for adult bluefin tuna in the eastern Atlantic and Mediterranean. Patterns from Spanish and Moroccan traps and Japanese longline are shown.

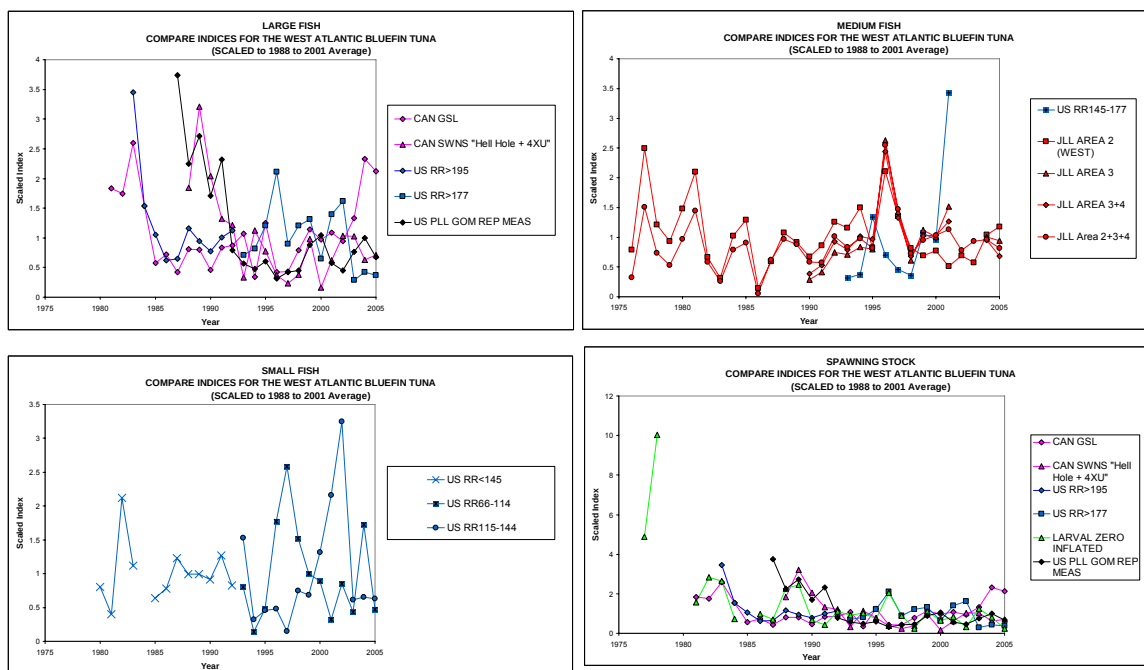


Figure 20. Indices of abundance for small, medium and large size-class, and for the spawning stock for western Atlantic bluefin.

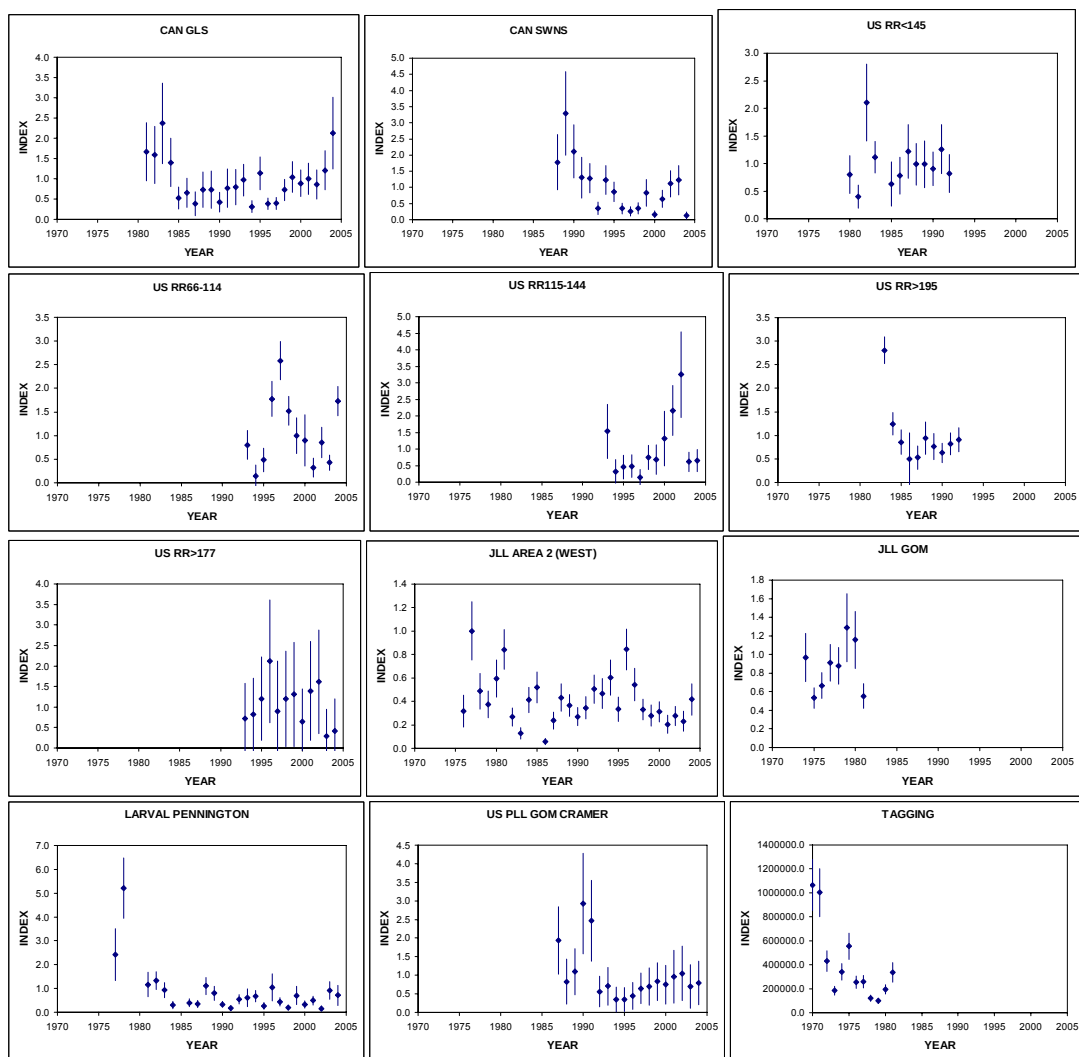


Figure 21. Comparison of standardized CPUE series for adult bluefin in the western Atlantic.

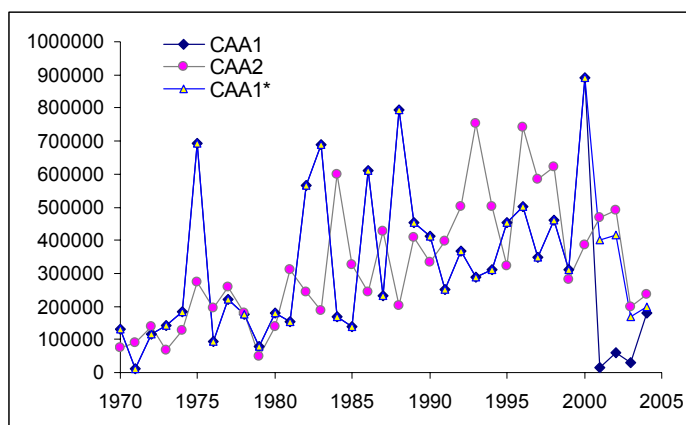


Figure 22. Time series of catch for ages 1 (CAA1) and 2 (CAA2) for eastern bluefin. CAA1* is an alternative series for age 1 developed as explained in the text.

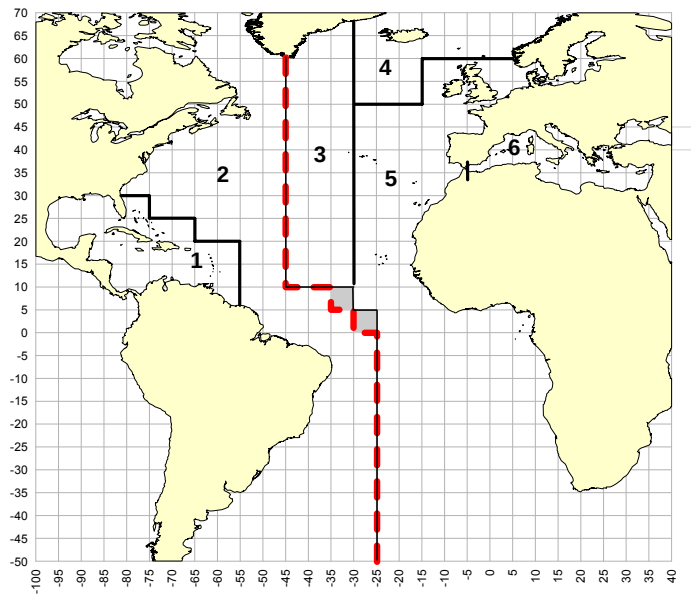


Figure 23. Areas defined for bluefin mixing group. Dotted line defines the current stocks limits.

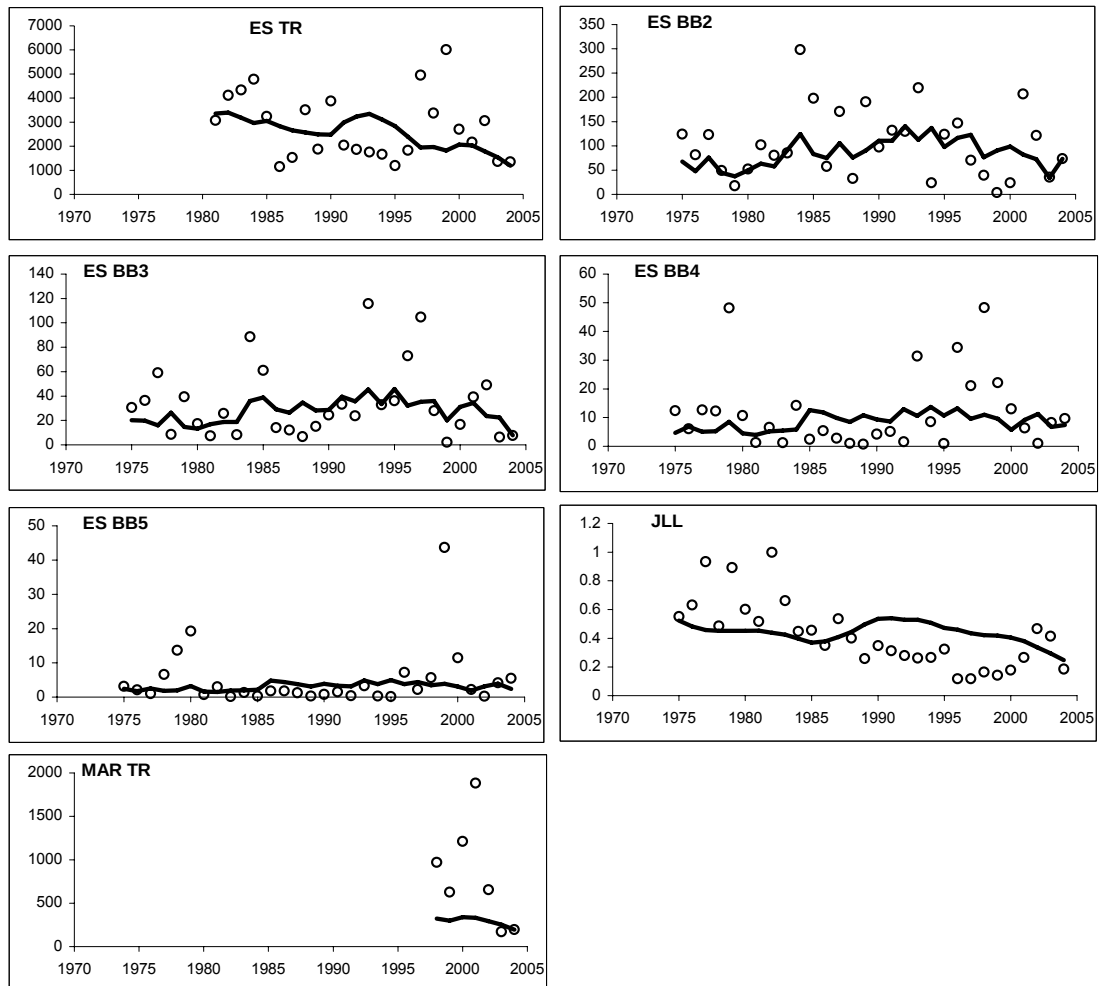


Figure 24. VPA fits to the available eastern bluefin CPUE indices in RUN3.

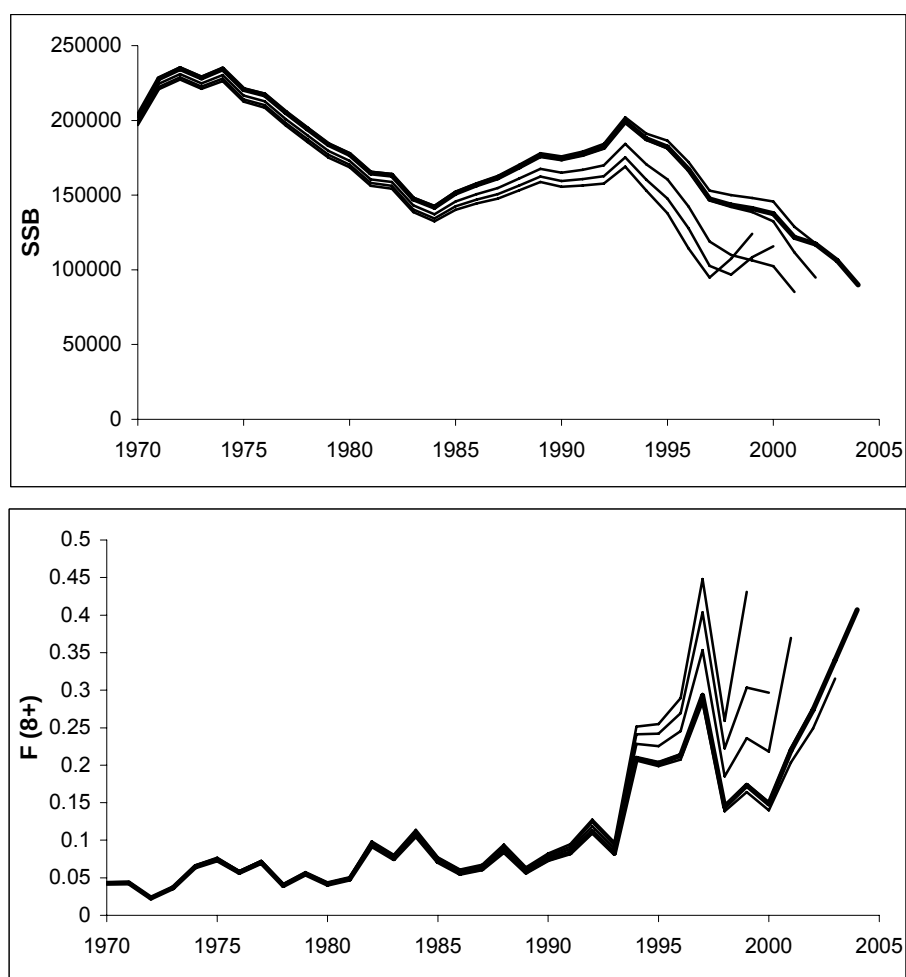


Figure 25. Results of a retrospective analysis to the VPA fit to eastern bluefin CPUE in RUN3. Each line represents the estimated trend of SSB (top) or fishing mortality (bottom) using progressively shorter time series of data.

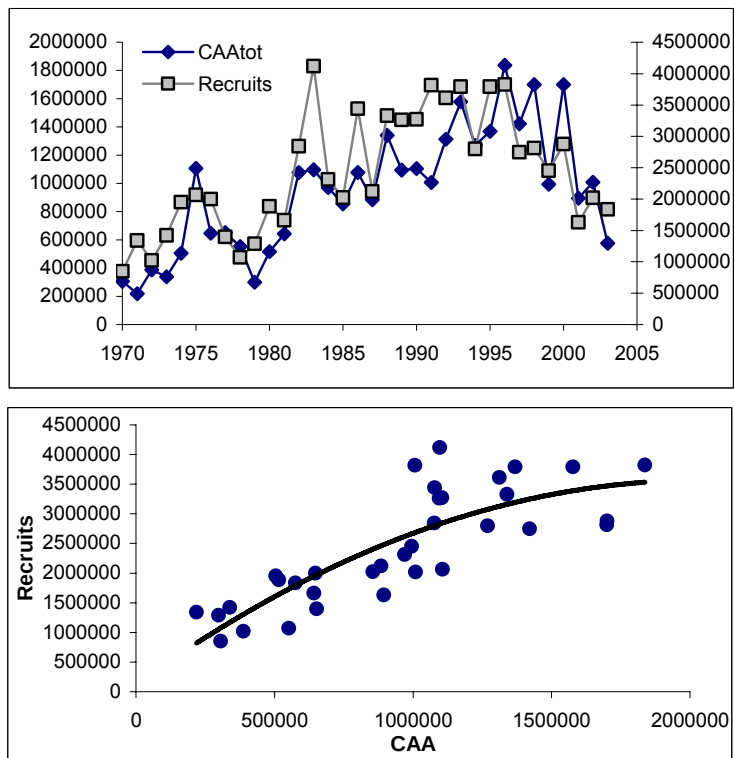


Figure 26. Comparison between the estimates of recruitment and the input catch in numbers for all ages combined (from Run 1), for eastern bluefin tuna.

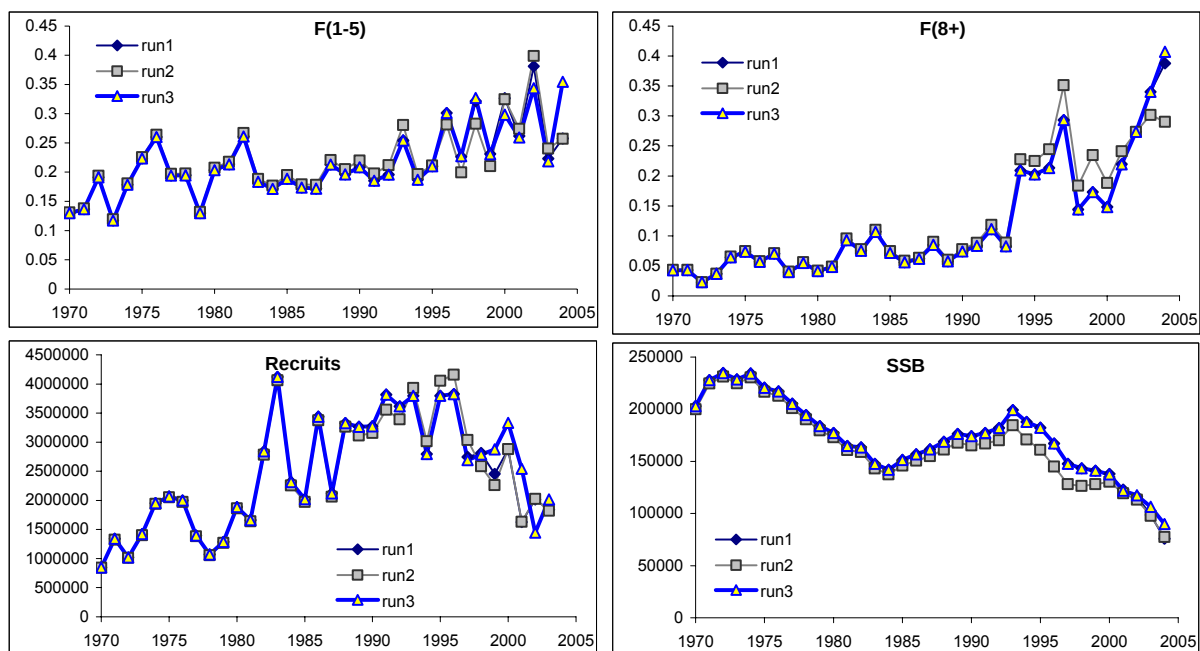


Figure 27. Comparison between the estimates obtained with the three VPA runs applied to eastern bluefin tuna. The top figures show average fishing mortality for ages 1 to 5, and 8 and older. The bottom figures show trends in recruitment and SSB.

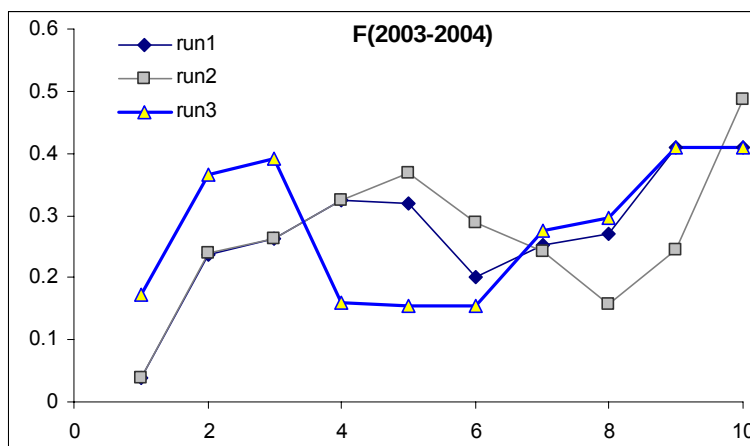


Figure 28. Geometric mean fishing mortality for the period 2003-2004 obtained with the three VPA runs applied to eastern bluefin tuna.

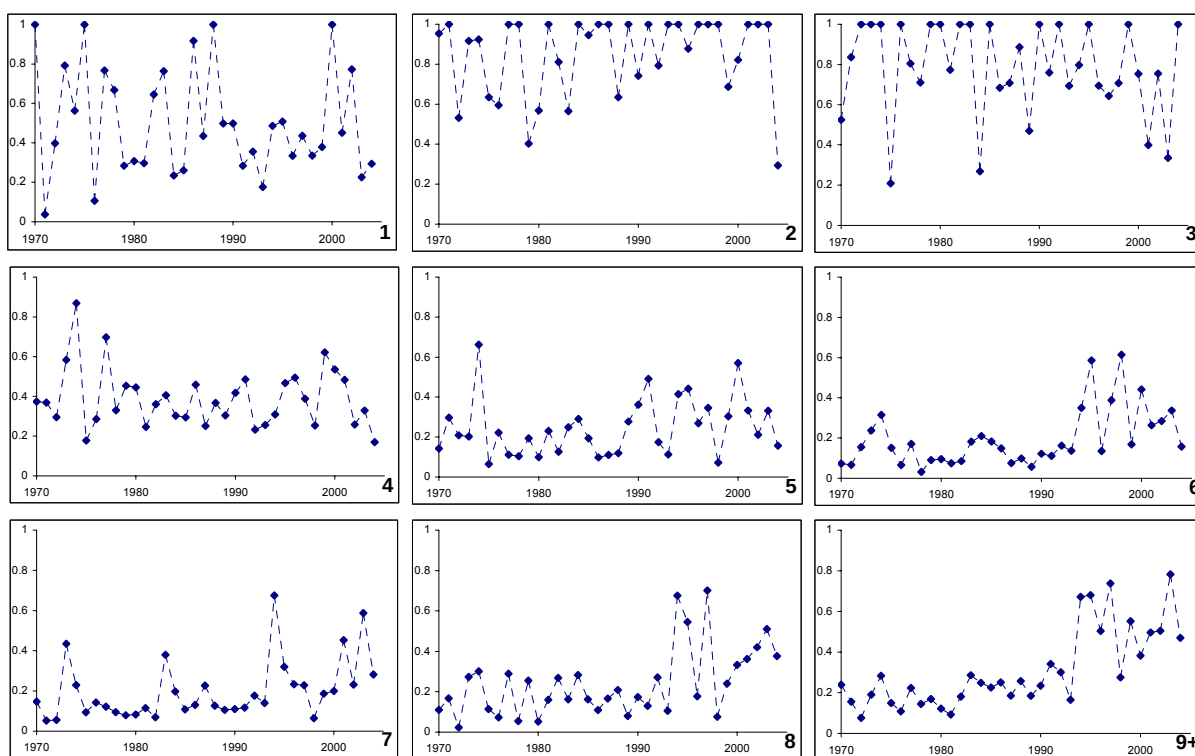


Figure 29. Estimated trends in selectivity obtained VPA RUN1 applied to eastern bluefin tuna. The age corresponding to each figure is shown on the lower right hand side of each panel.

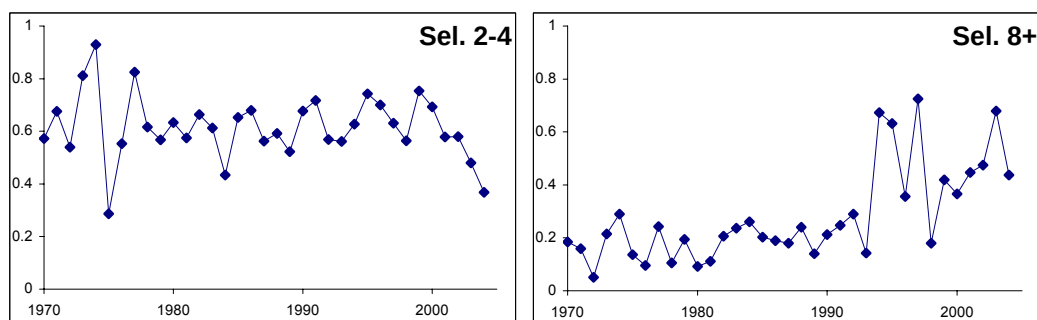


Figure 30. Estimated trends in average selectivity obtained VPA RUN1 applied to eastern bluefin tuna for small fish (ages 2-4) and large fish (ages 8+).

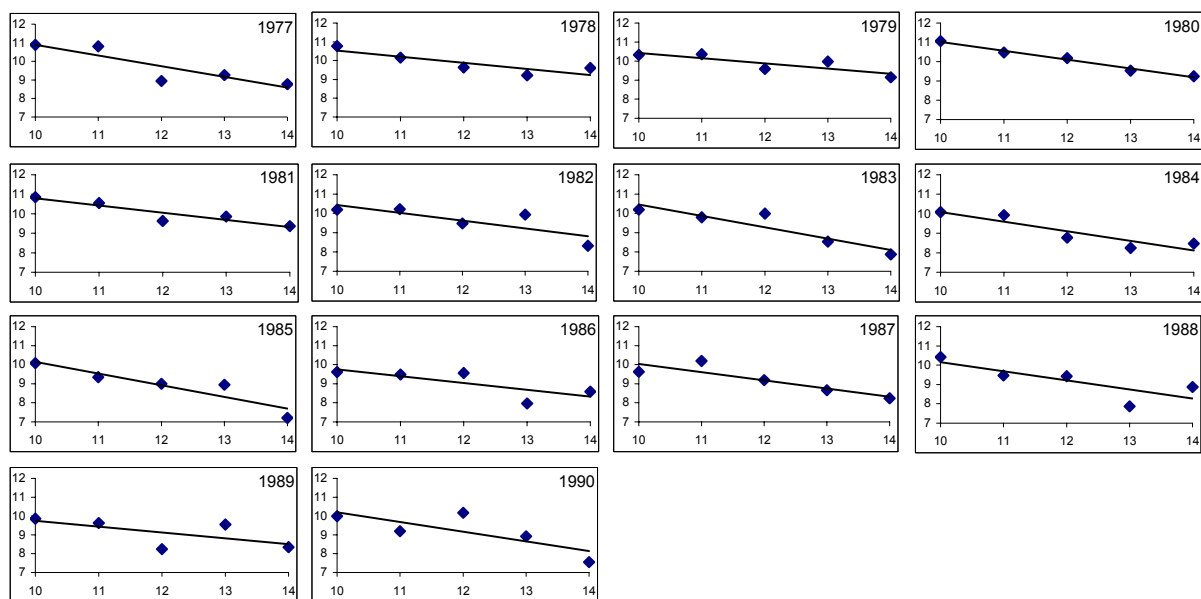


Figure 31. Year-class regressions fitted to Japanese longline data for the eastern Atlantic and Mediterranean. The Y-axis is proportional to $\ln(\text{CPUE}_{\text{age}})$ and the X-axis age. The years on each plot correspond to the cohort when the bluefin were born. The slopes estimates are proportional to total mortality.

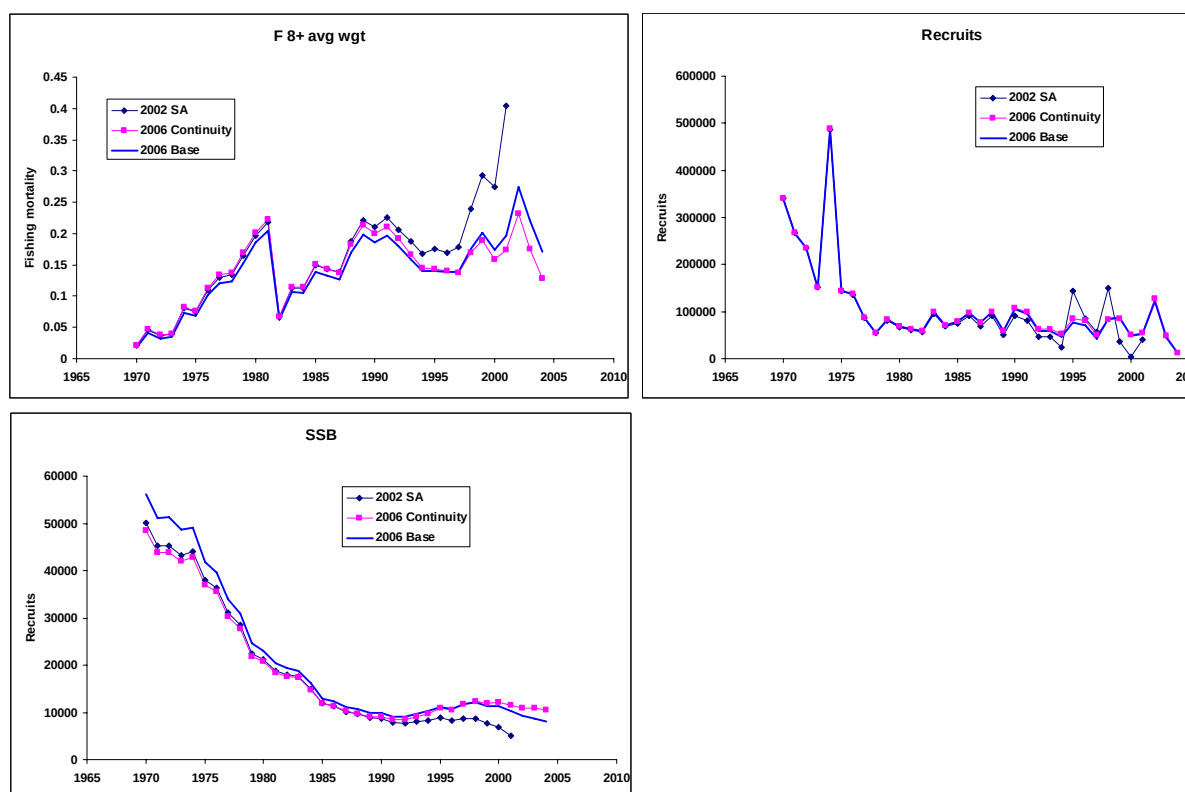


Figure 32. Comparison of VPA results for western Atlantic bluefin from the 2002 assessment, the 2006 Continuity Run, and the 2006 Base Case.

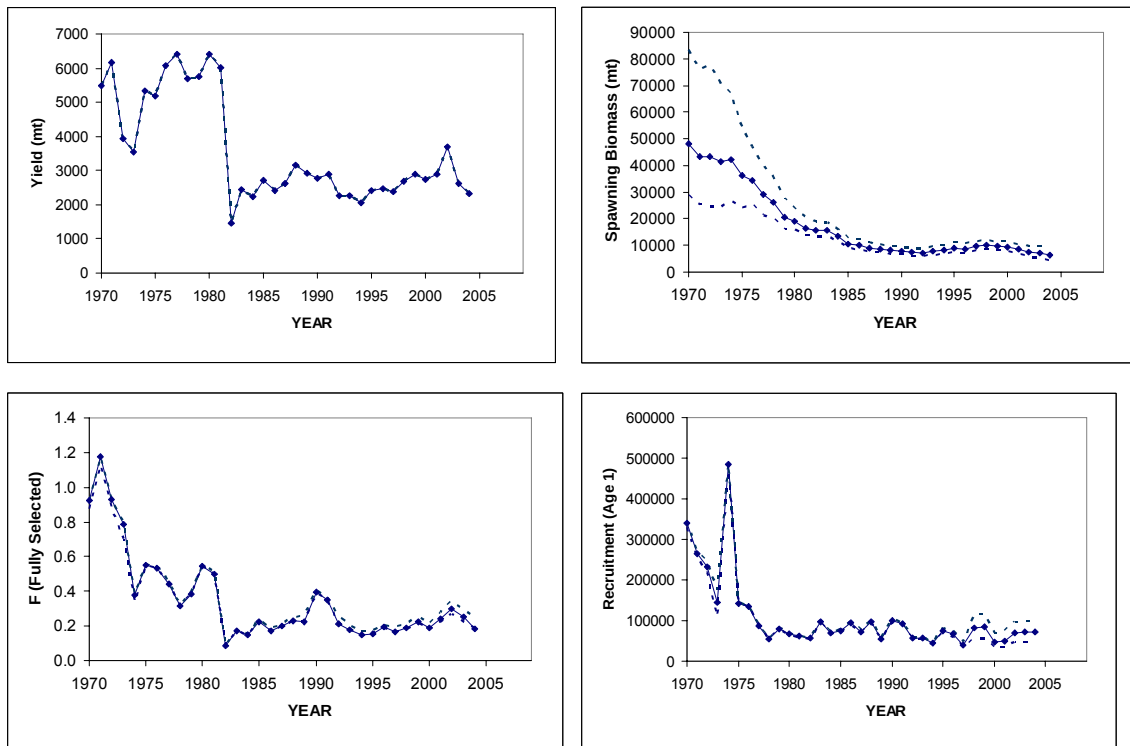


Figure 33. Median estimates of yield, spawning biomass, fishing mortality and recruitment for the base VPA model. The 80% confidence intervals are indicated with dotted lines. These results are not bias-corrected.

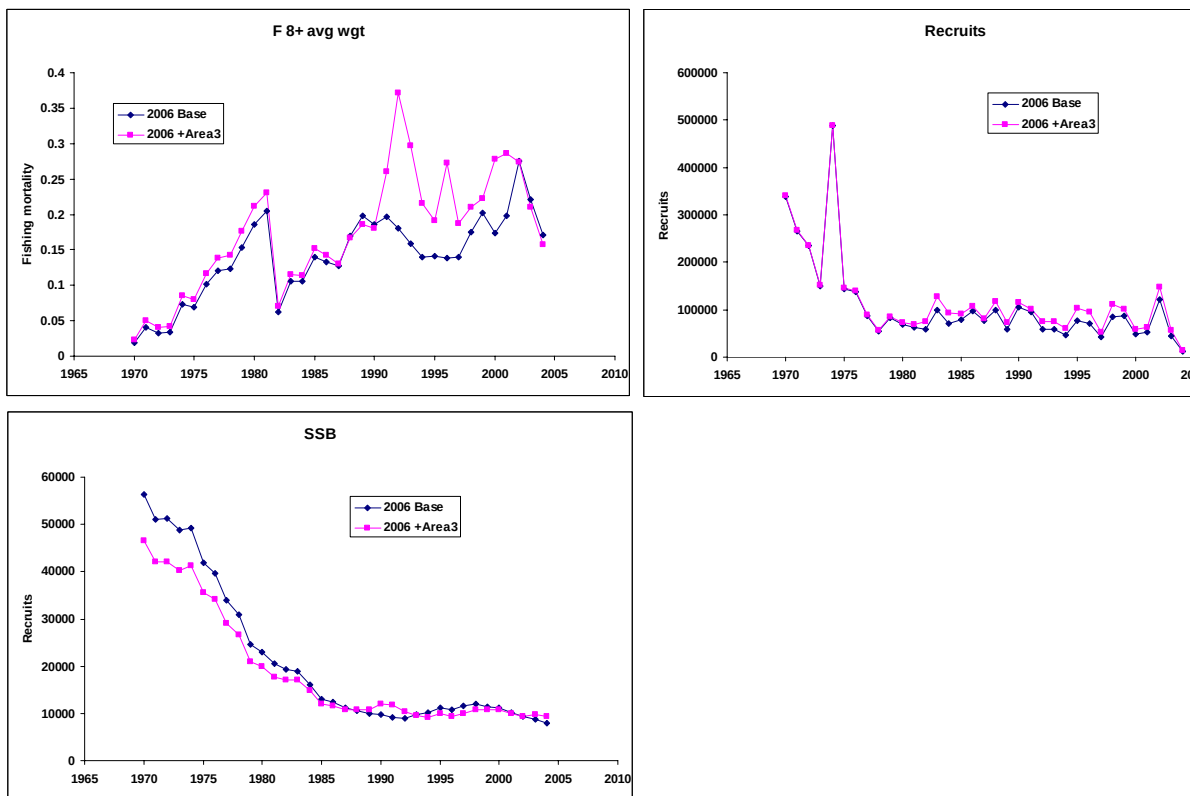


Figure 34. Comparison of VPA results for western Atlantic bluefin tuna obtained in the "Extended Boundary run" and the Base Case.

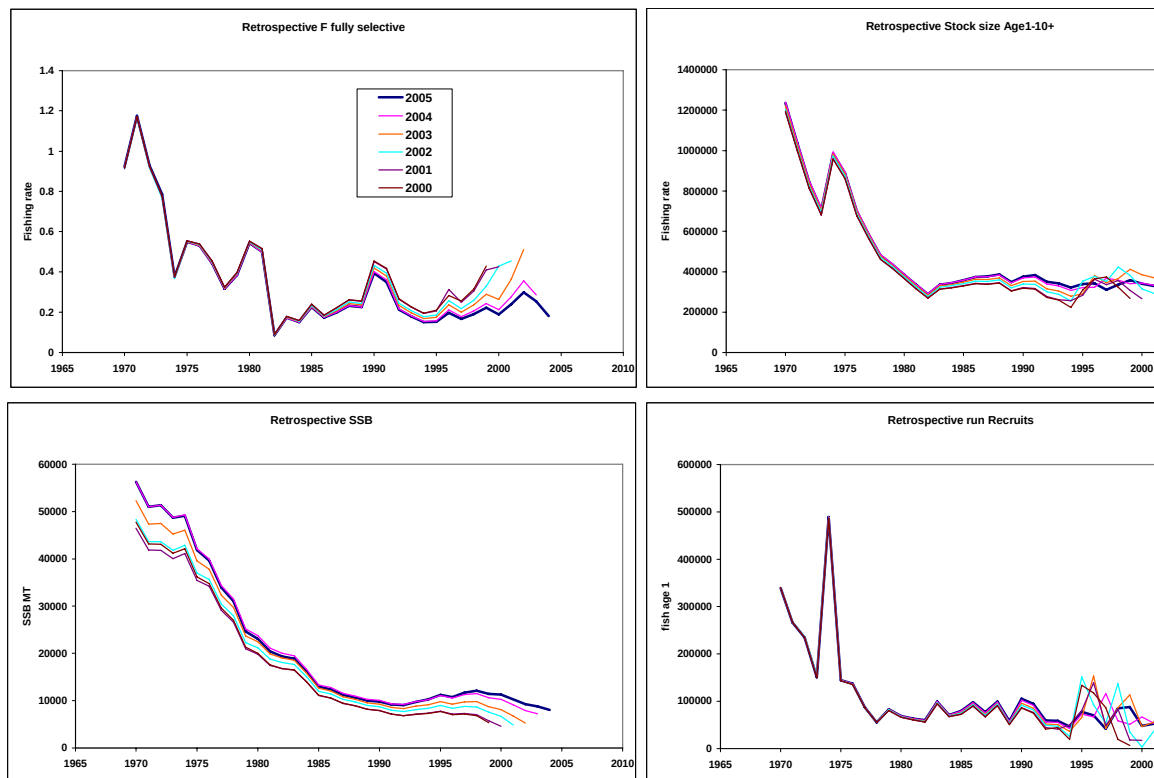


Figure 35. Retrospective analysis results for the base case VPA run for western Atlantic bluefin.

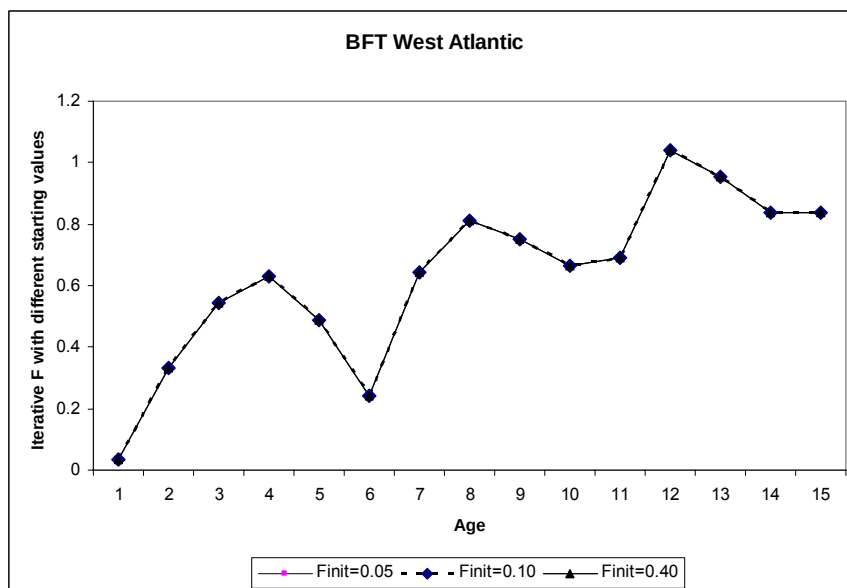


Figure 36. Vector of fishing mortality at age for western bluefin tuna in 2004 when the iterative cohort analysis process is initiated with different assumed values (Finit) of 0.05, 0.10 or 0.40. (The lines are indistinguishable from each other).

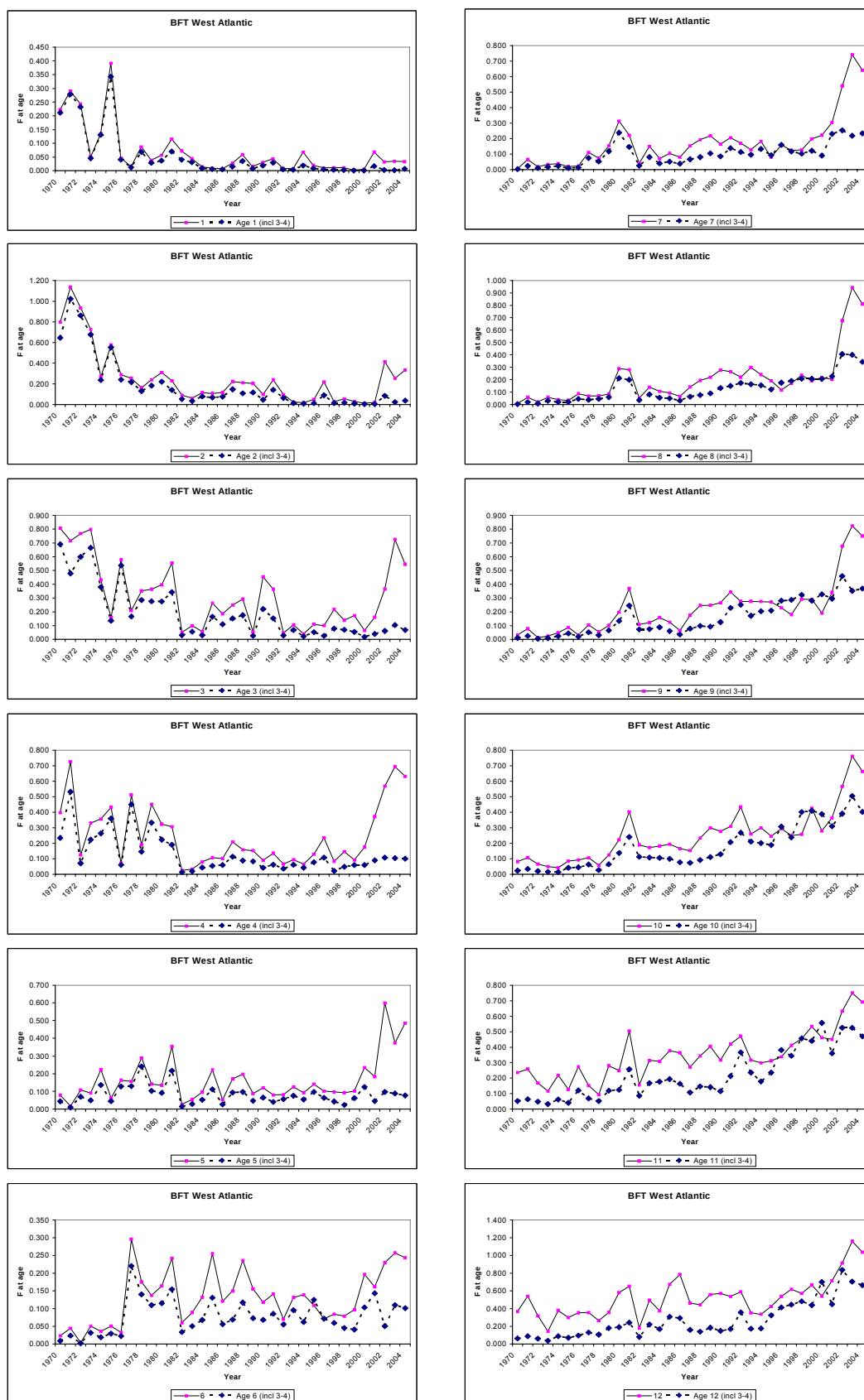


Figure 37. Time trends of fishing mortality at ages 1 to 12 from the iterative cohort analysis calculation for West Atlantic bluefin catch at age (squares) and when the Japanese longline catch at age in Areas 3 and 4 is also added (diamonds).

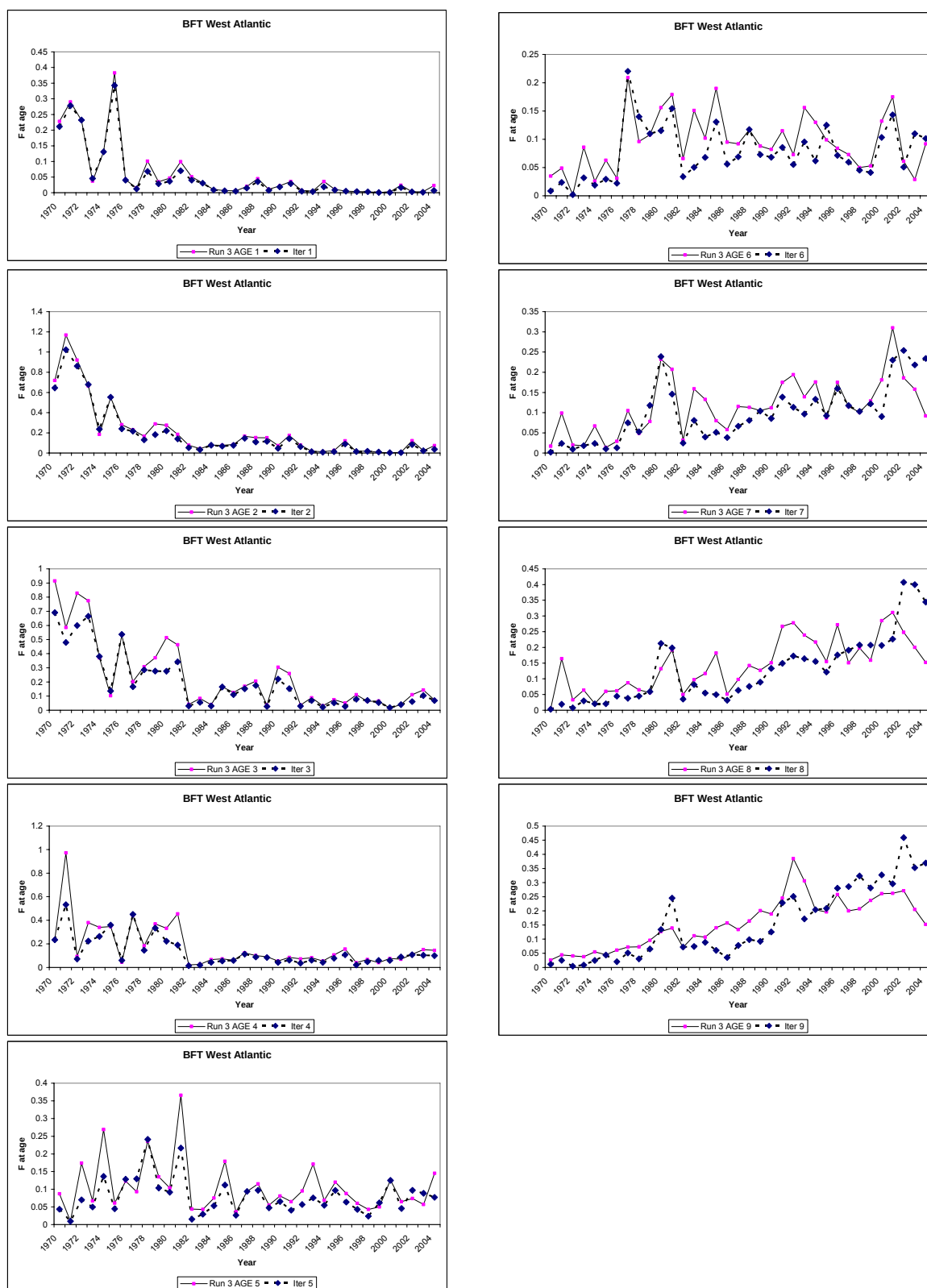


Figure 38. Time trends of fishing mortality at ages 1 to 12 from the iterative cohort analysis calculation for West Atlantic bluefin catch at age (squares) and when the Japanese longline catch at age in Area 3 is also added (diamonds).

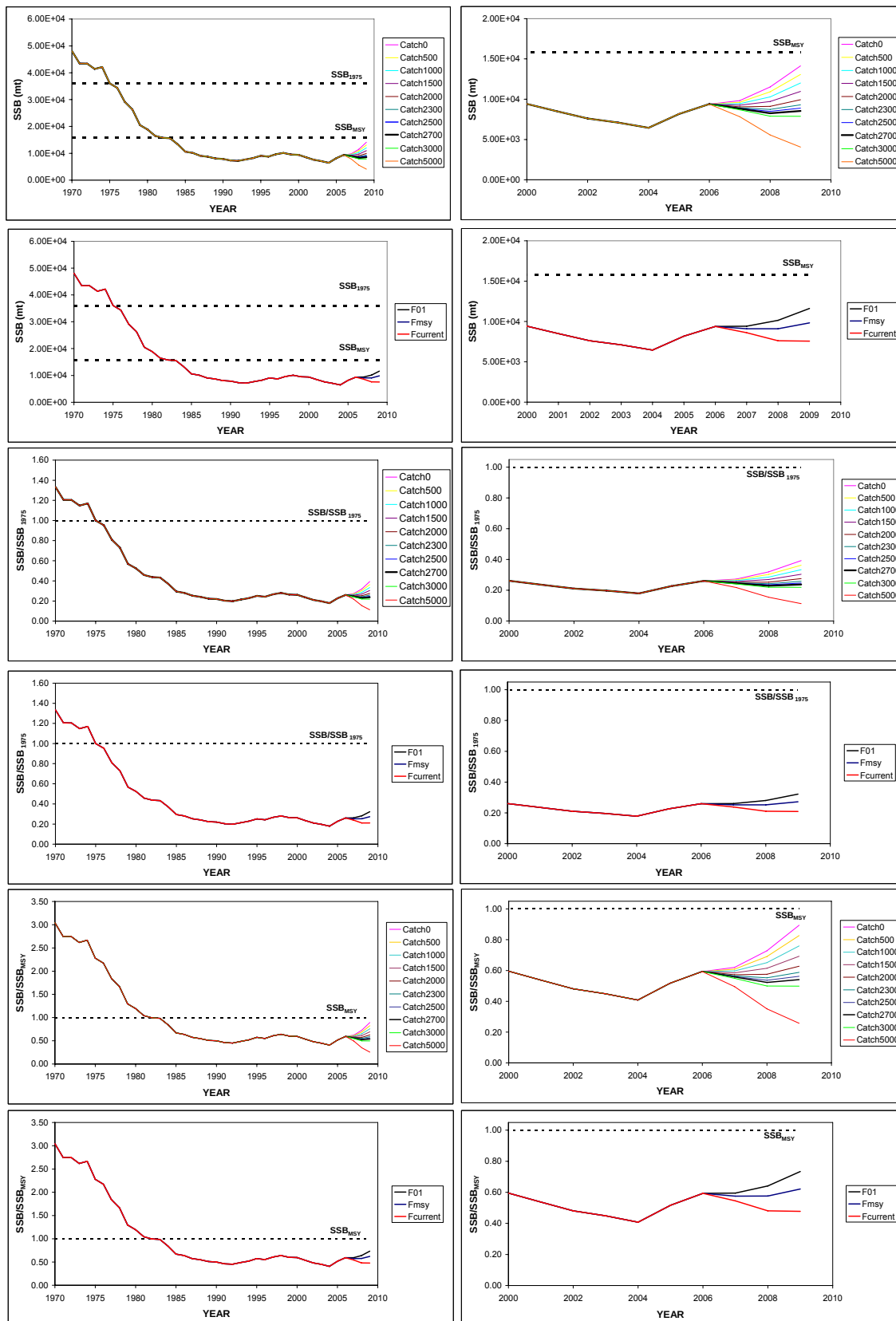


Figure 39. Median projections of spawning stock biomass (SSB) for the base assessment under various projections of constant catch and F, expressed in absolute term, relative to 1975 levels and relative to SSB_{MSY}.

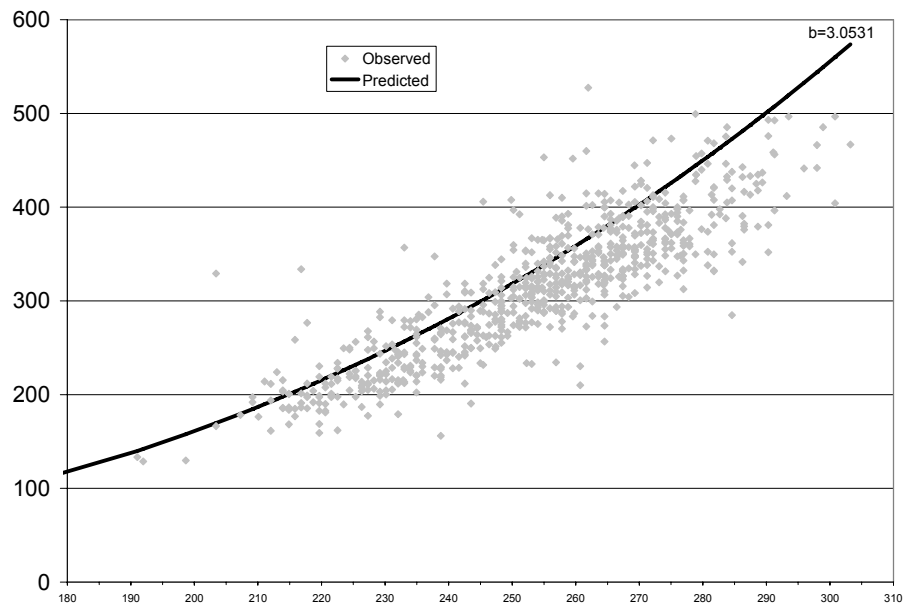


Figure 40. Observed length and weight of individual fish caught in the Canadian Gulf of St. Lawrence fishery in 2005, shown in relation to the length-weight equation of Parrack and Phares (1979).

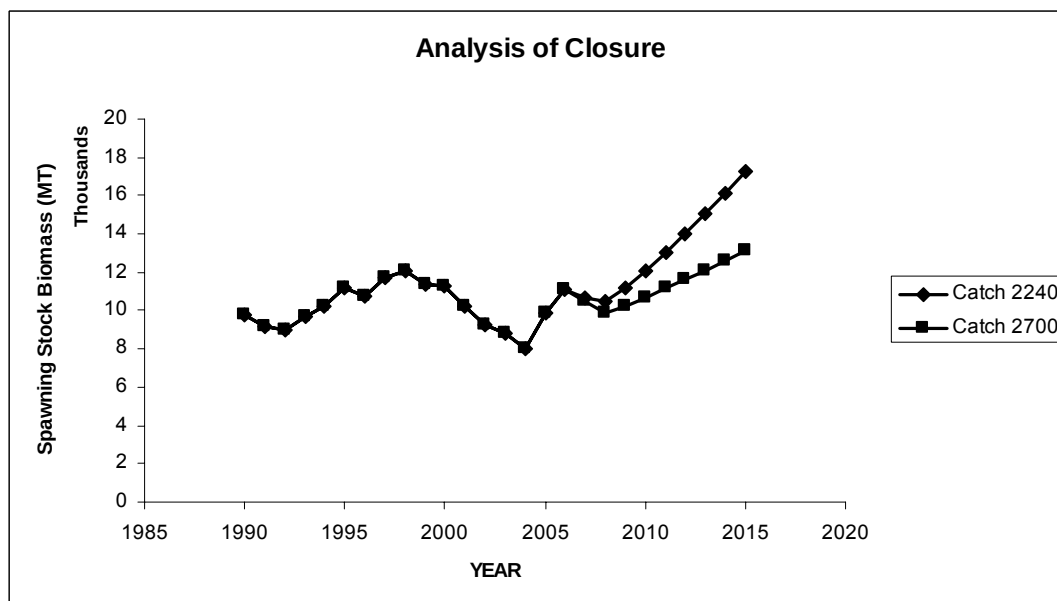


Figure 41. Projection of spawning biomass for the base case run (TAC=2700 t) and under the proposed closure (effective TAC = 2240 t).

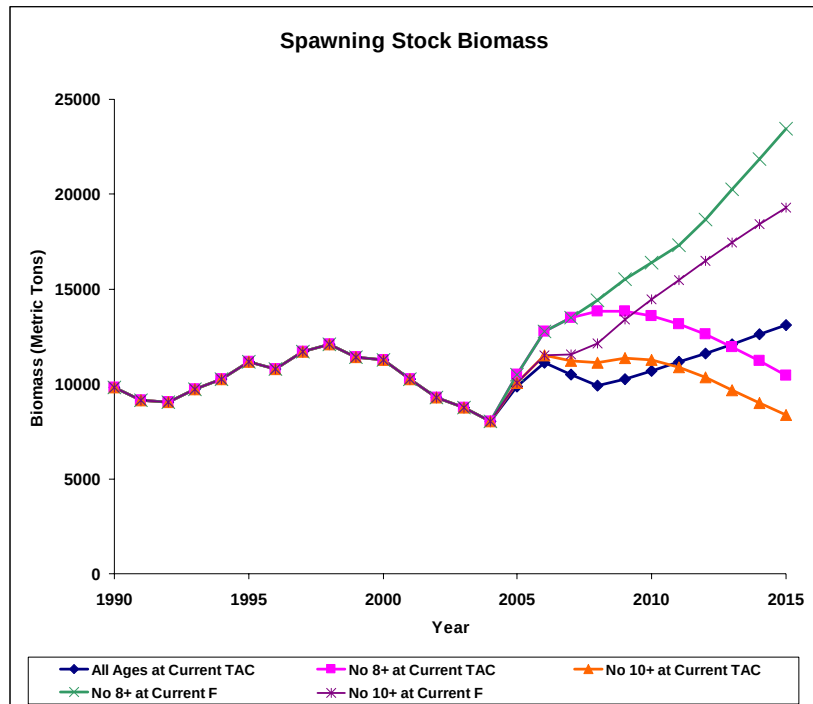


Figure 42. Projection of spawning biomass for five scenarios: maintaining the annual TAC and maintaining fishing mortality at the average of 2001-2003, and eliminating fishing mortality both on 10+ fish and on 8+ fish.

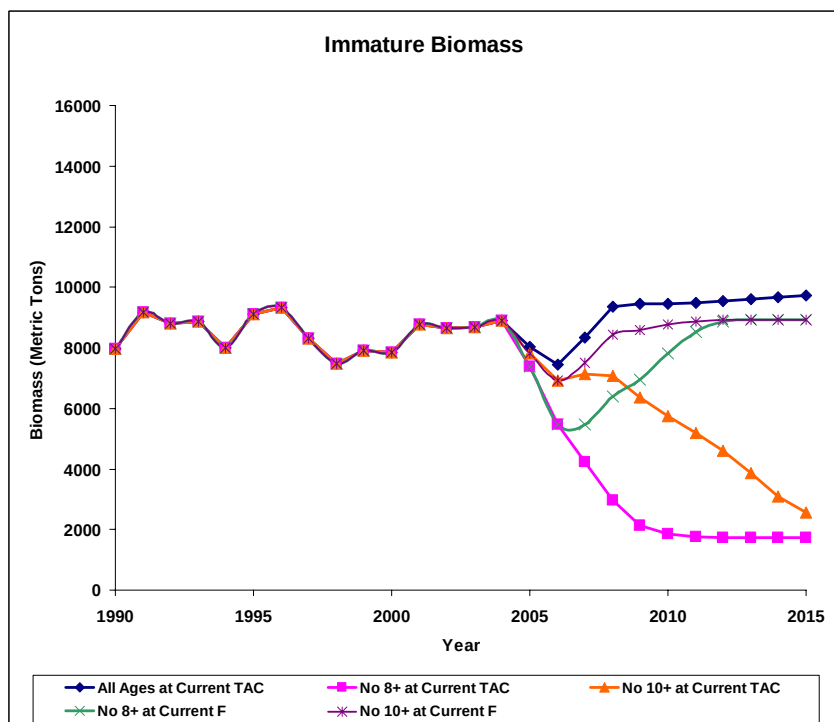


Figure 43. Projection of immature biomass for five scenarios: maintaining the annual TAC and maintaining fishing mortality at the average of 2001-2003, and eliminating fishing mortality both on 10+ fish and on 8+ fish.

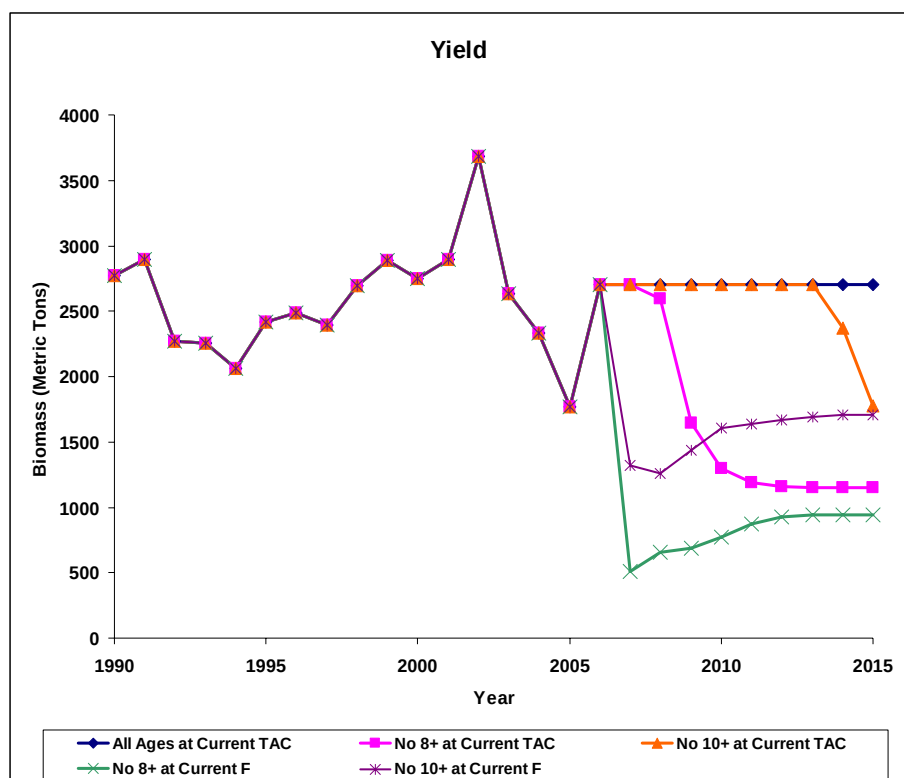


Figure 44. Projection of annual catch for five scenarios: maintaining the annual TAC and maintaining fishing mortality at the average of 2001-2003, and eliminating fishing mortality both on 10+ fish and on 8+ fish.

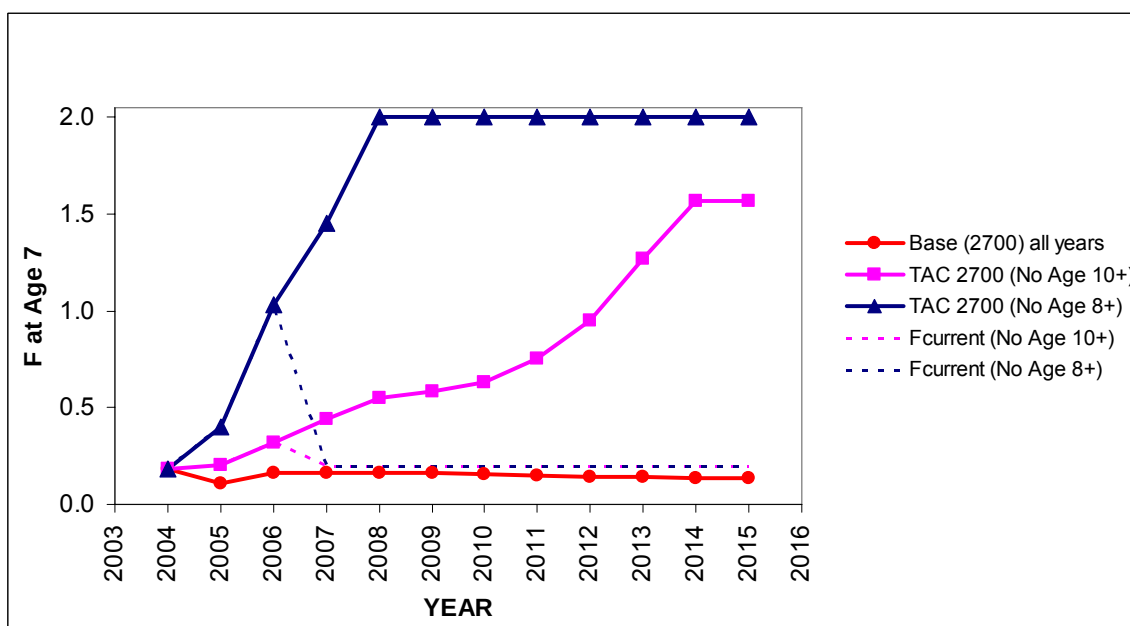


Figure 45. Projection of fishing mortality on age 7 bluefin for five scenarios: maintaining the annual TAC and maintaining fishing mortality at the average of 2001-2003, and eliminating fishing mortality both on 10+ fish and on 8+ fish.

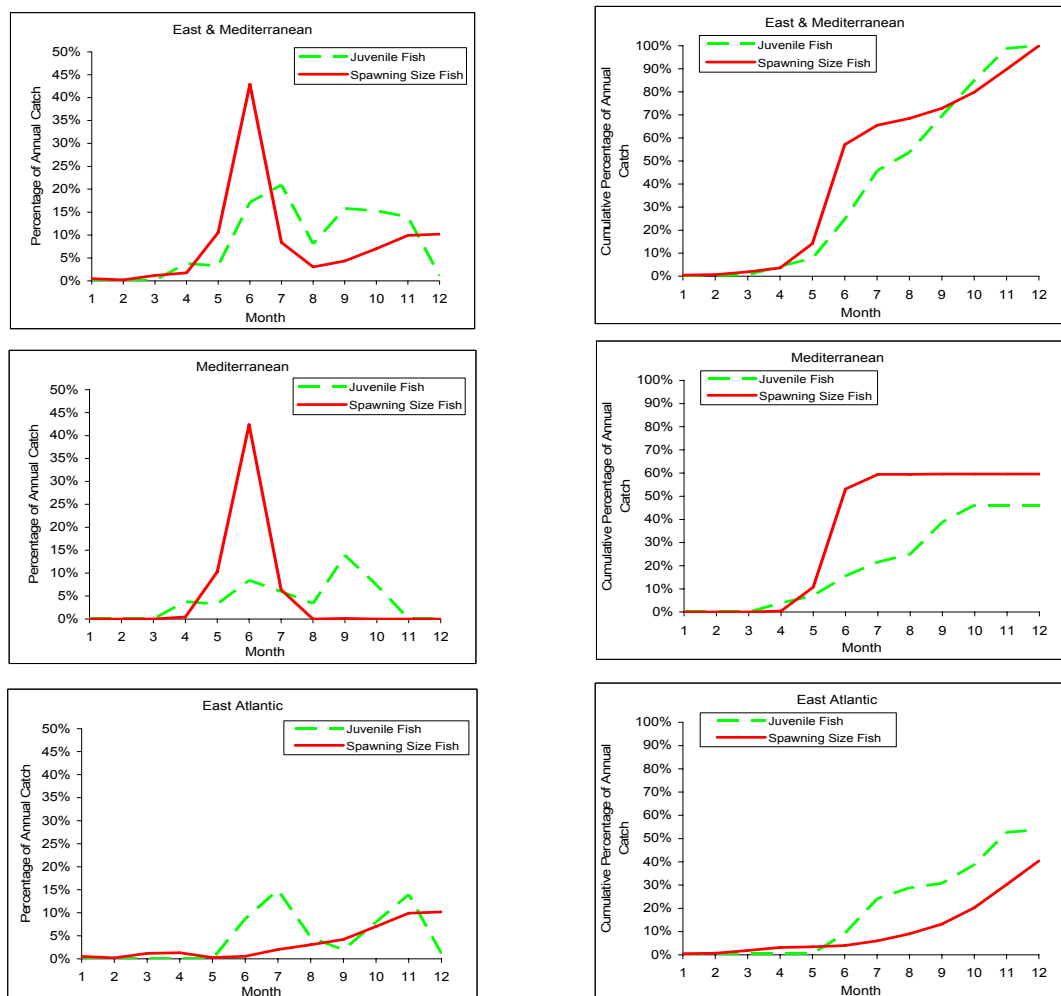


Figure 46. Estimated temporal pattern in monthly catches of spawning size (>130 cm FL) and juvenile (< 130 cm FL) bluefin in the east Atlantic and Mediterranean fisheries in combination (upper plates), the Mediterranean (center plates) and the east Atlantic (lower plates). Figures on the left represent monthly proportional catches by size category expressed relative to the total for the east Atlantic and Mediterranean in combination. Figures on the right represent the cumulative proportional catches over the year expressed relative to the total east Atlantic and Mediterranean catches by size category.

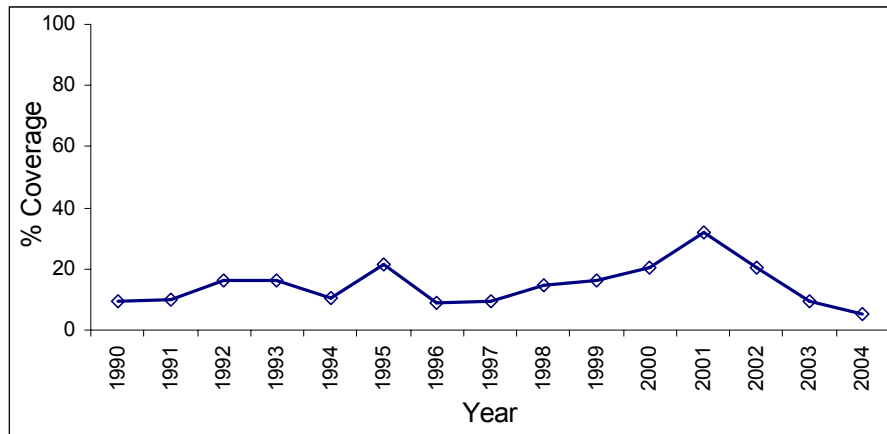


Figure 47. Catch-effort coverage relative to Task I reported catches for Mediterranean bluefin tuna.

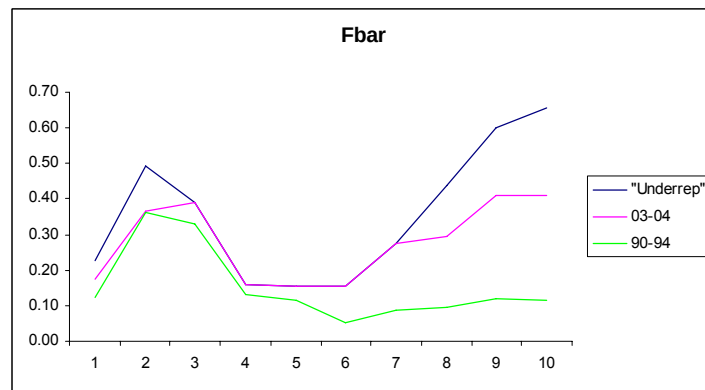


Figure 48. Fishing mortality vectors used for the equilibrium yield per recruit sensitivity analyses conducted for the east Atlantic and Mediterranean stock.

1990-1994

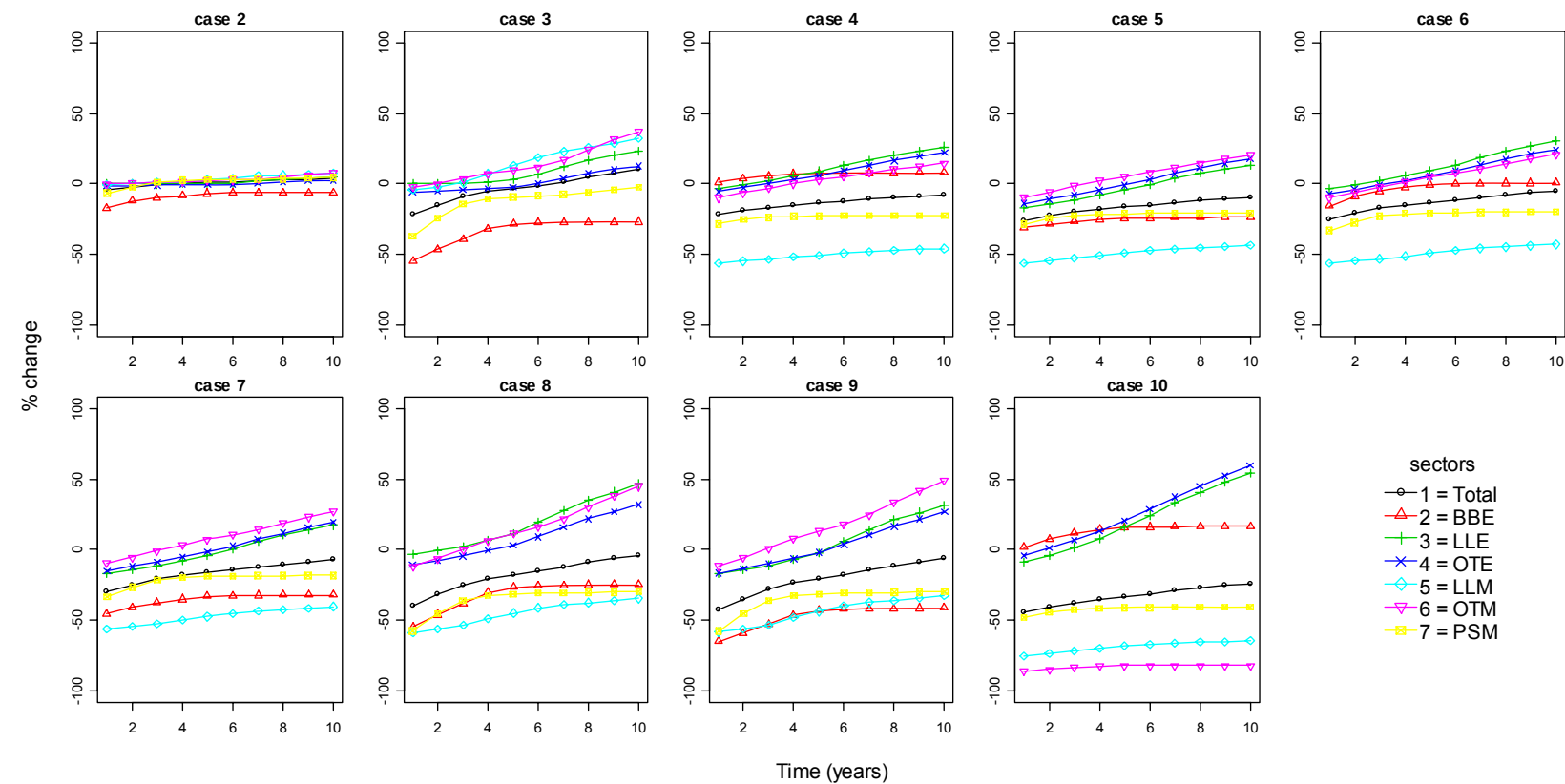


Figure 49. Transitional effects for the different gear types of the alternative management measures cases in **Table 19**, using the 1990-1994 fishing mortality pattern.

2003-2004:

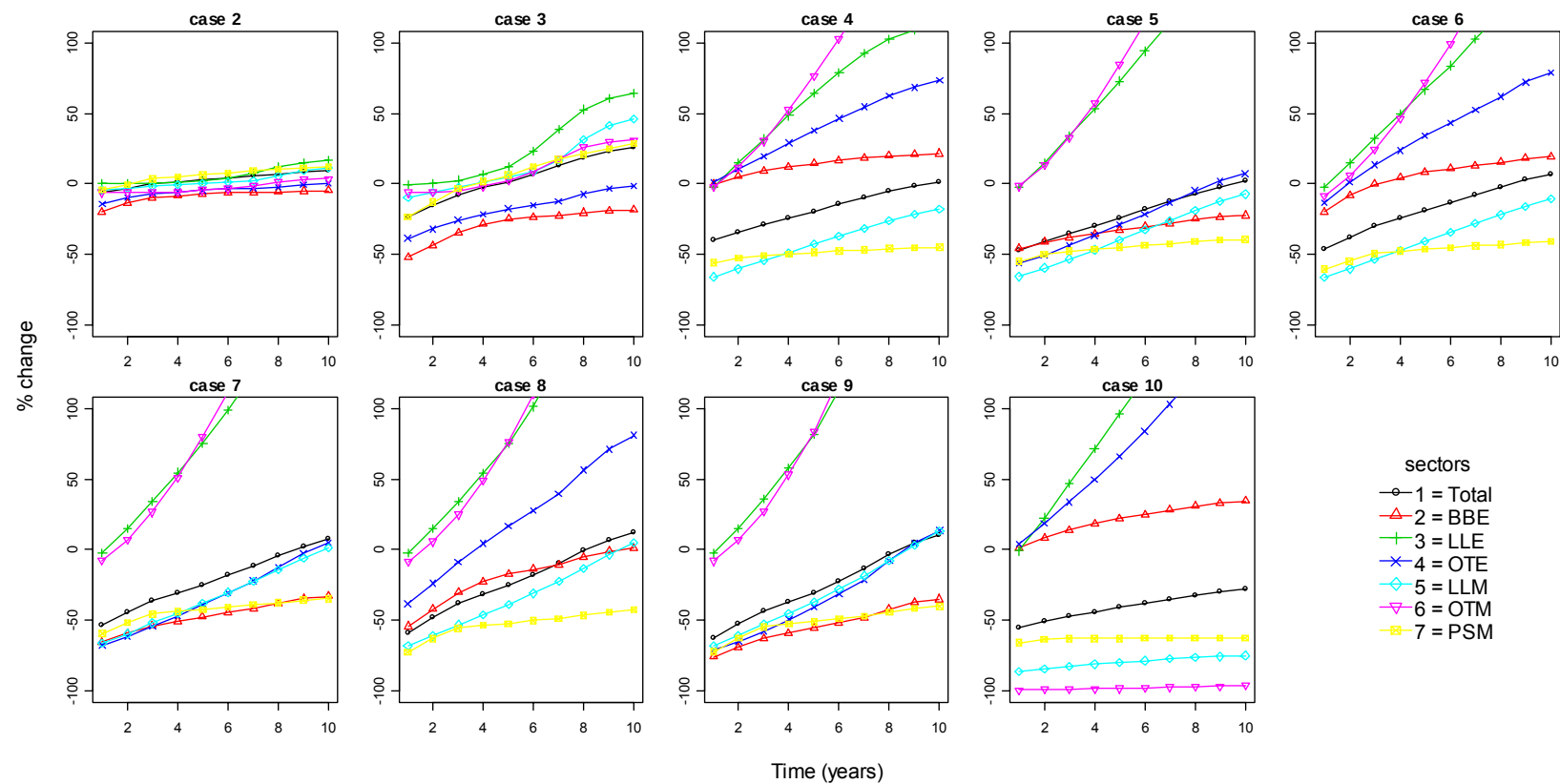


Figure 50. Transitional effects for the different gear types of the alternative management measures cases in **Table 19**, using the 2003-2004 fishing mortality pattern.

2003-2004 with underreporting:

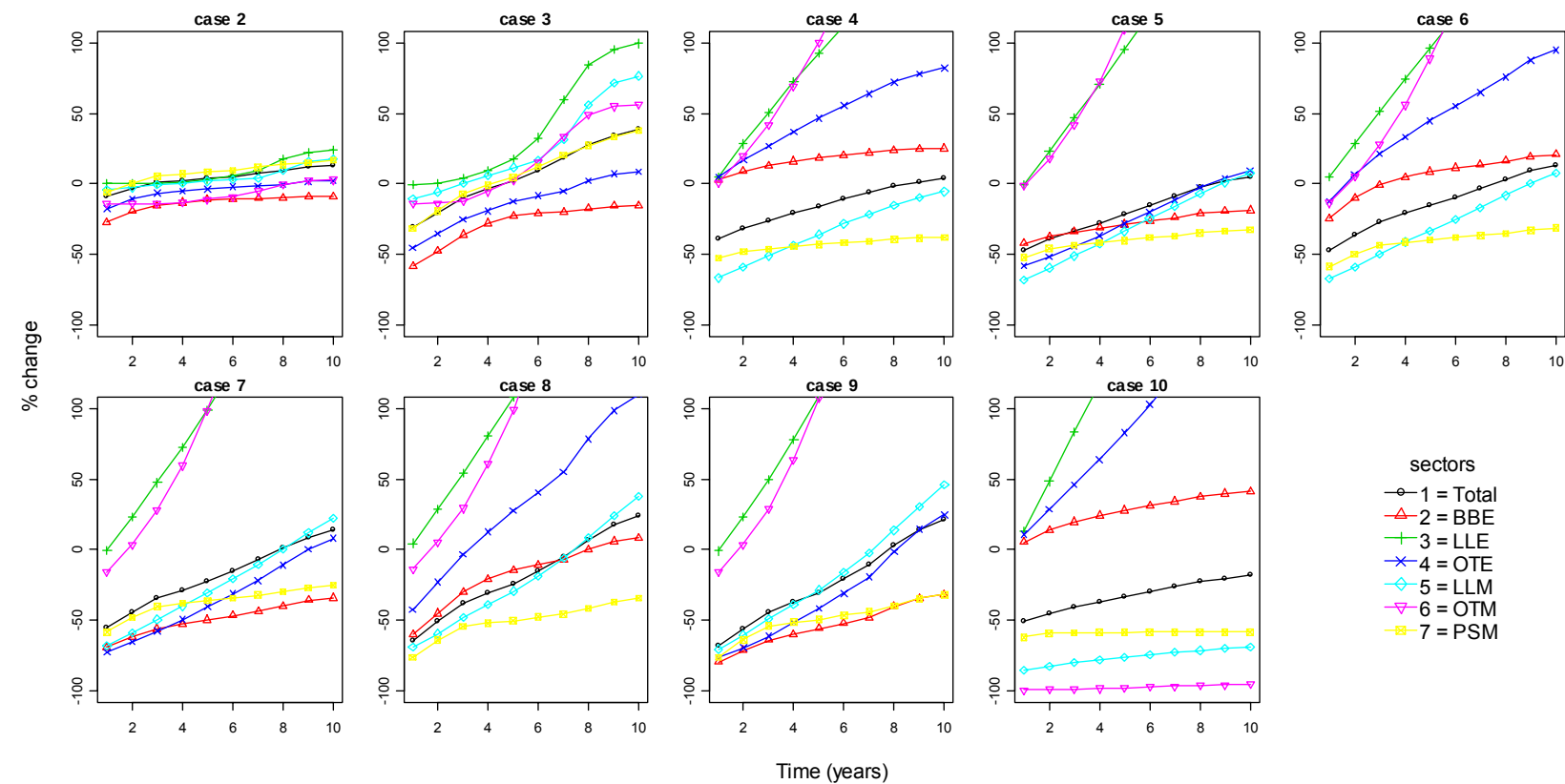


Figure 51. Transitional effects for the different gear types of the alternative management measures cases in **Table 19**, using the 2003-2004 fishing mortality pattern with underreporting.

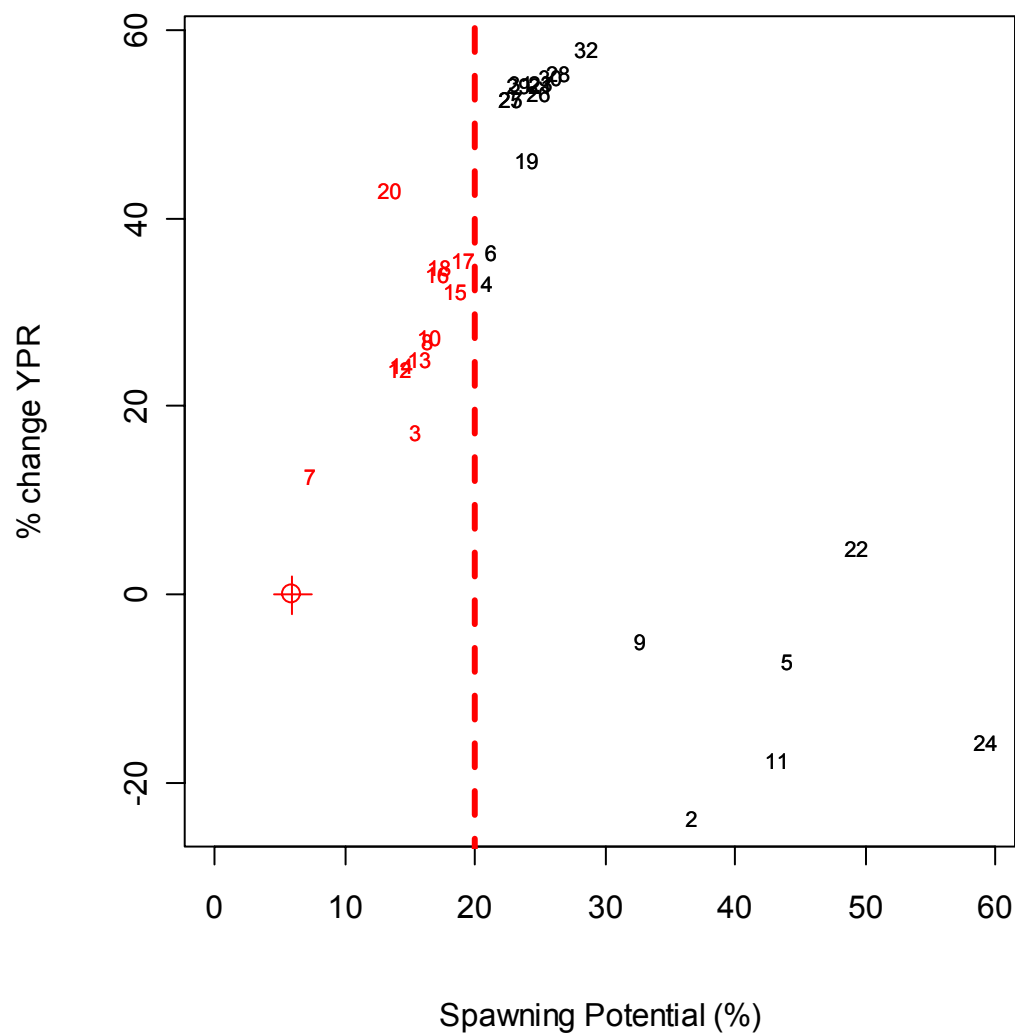


Figure 52. Percentage change of equilibrium yield per recruit as a function of spawning potential ratio. See **Table 20** for description of scenarios. The vertical line marks the 20% SPR level.

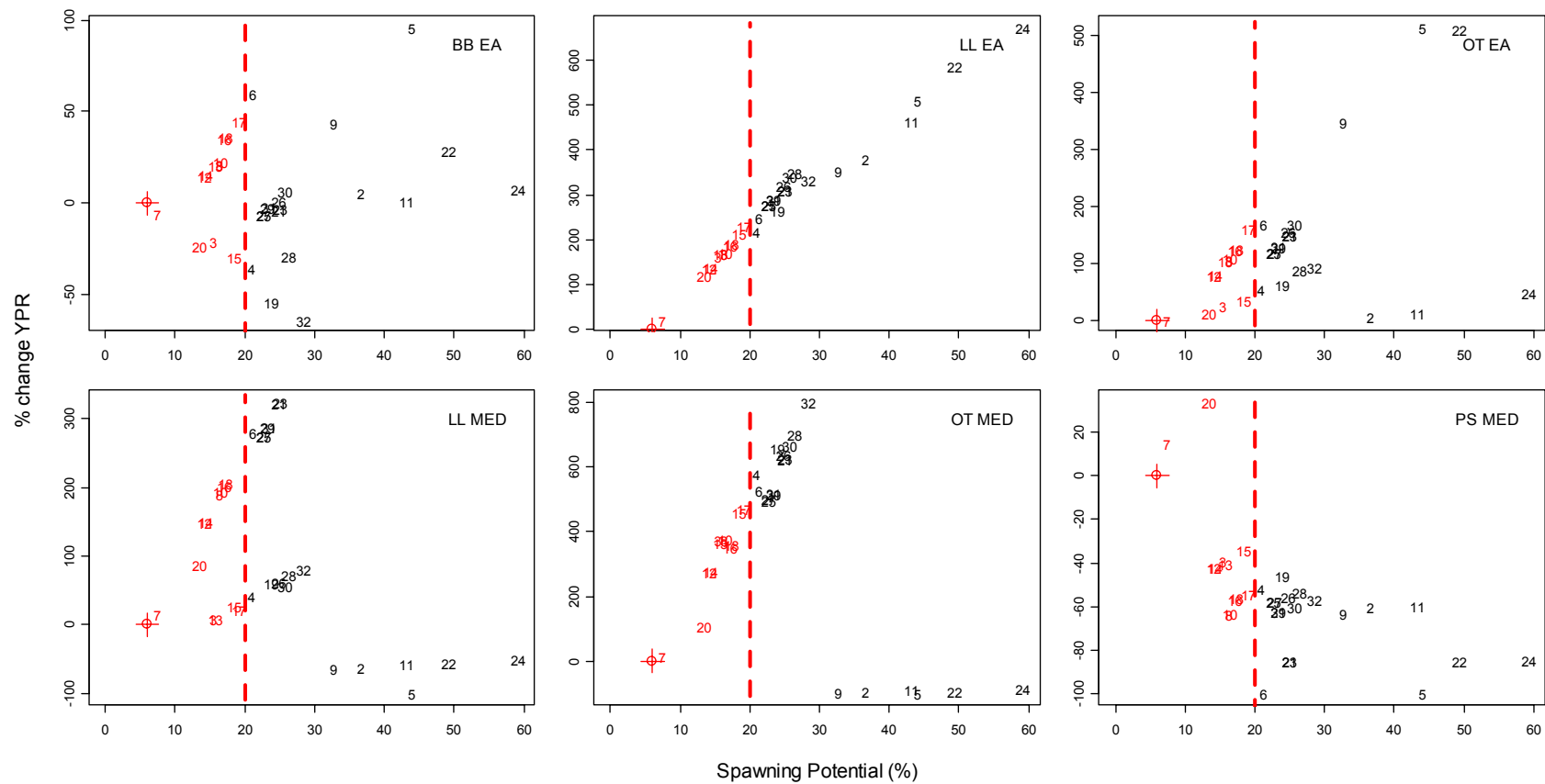


Figure 53. Percentage change of gear specific yield per recruit as a function of spawning potential ratio. See **Table 20** for description of scenarios.

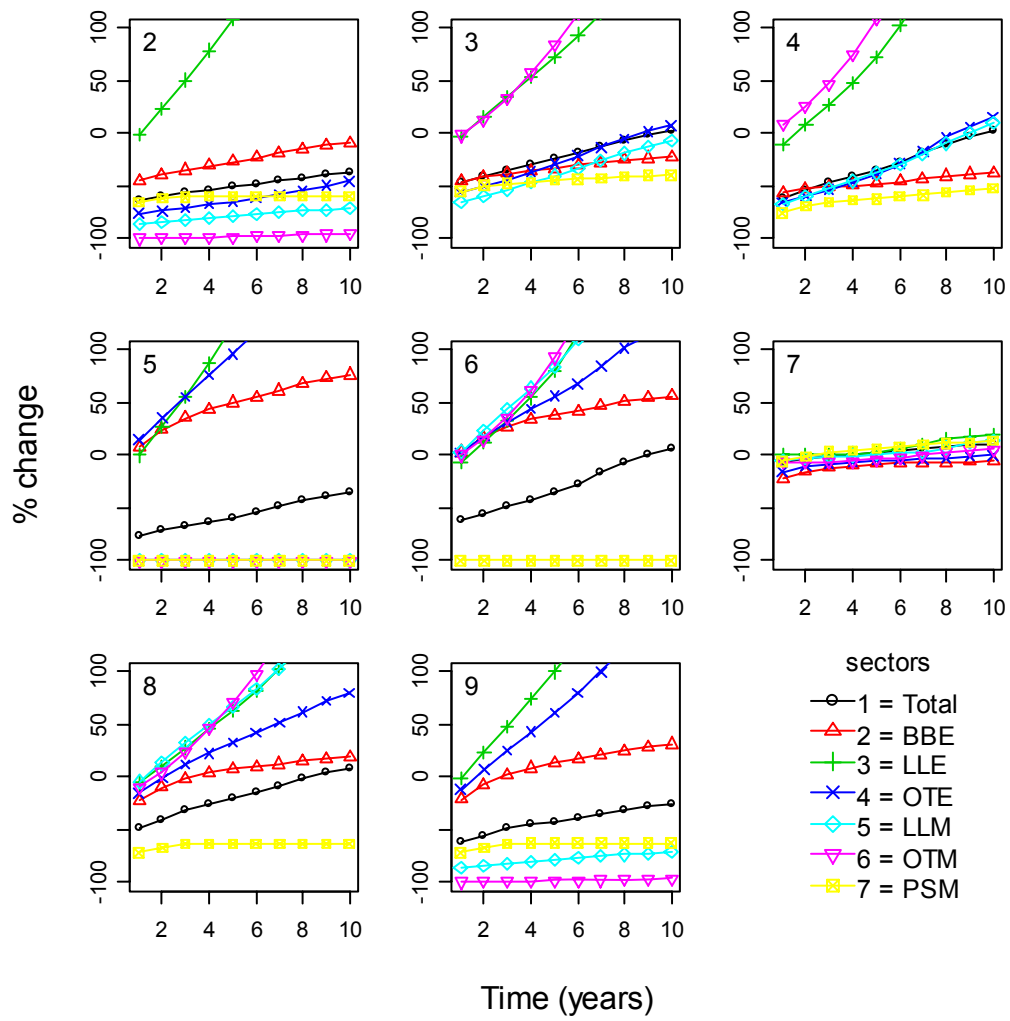


Figure 54. Short-term fishery specific yield per recruit effects for Scenarios 2-9. Changes represented as percentage change with respect to status quo. See **Table 20** for description of scenarios.

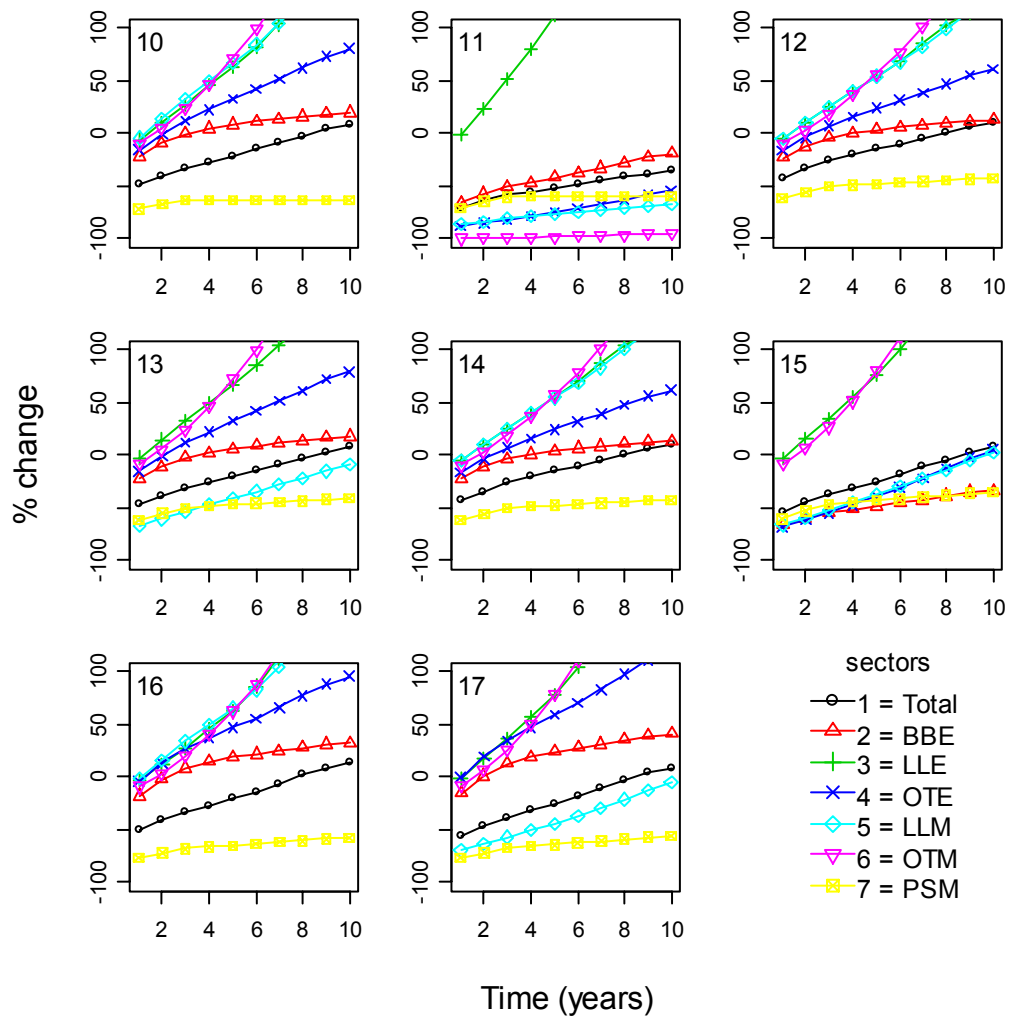


Figure 54 (Cont.). Short-term fishery specific yield per recruit effects for Scenarios 10-17. Changes represented as percentage change with respect to status quo. See **Table 20** for description of scenarios.

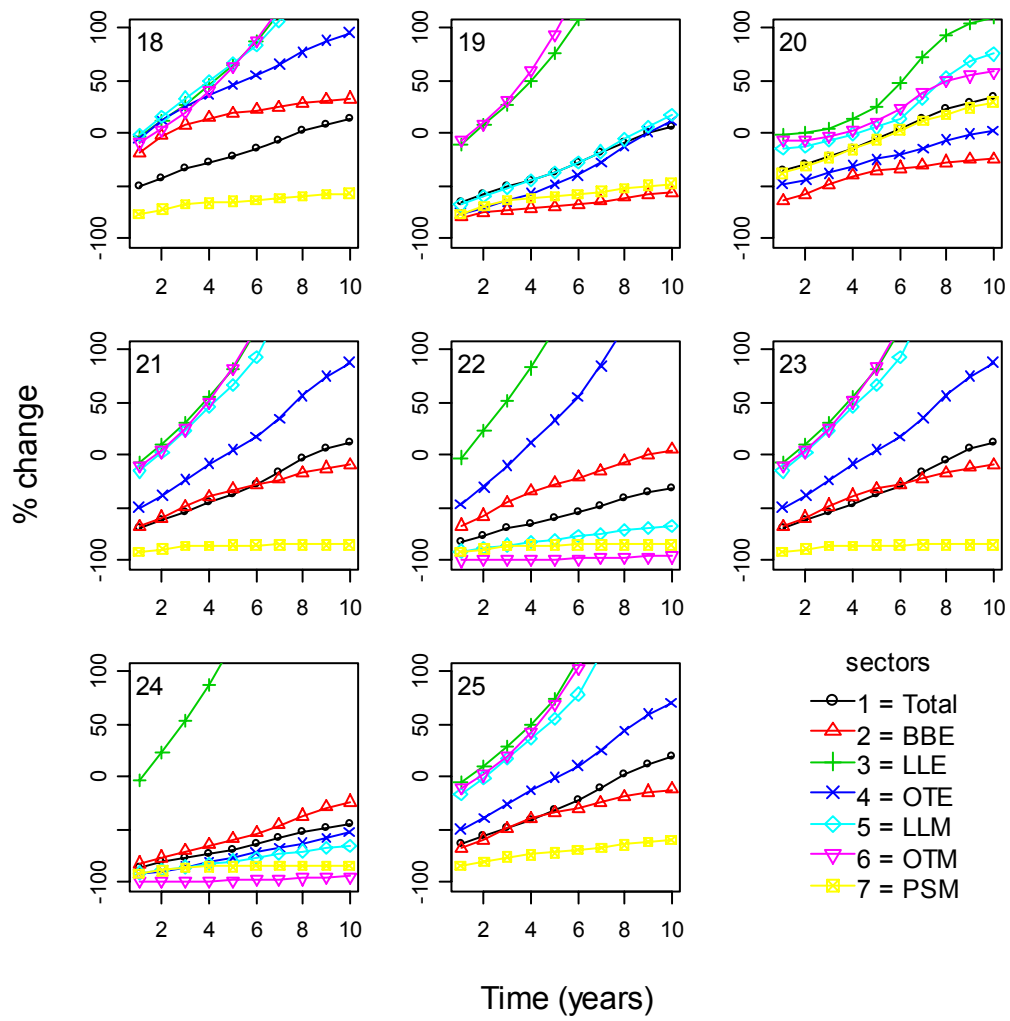


Figure 54 (Cont.). Short-term fishery specific yield per recruit effects for Scenarios 18-25. Changes represented as percentage change with respect to status quo. See **Table 20** for description of scenarios.

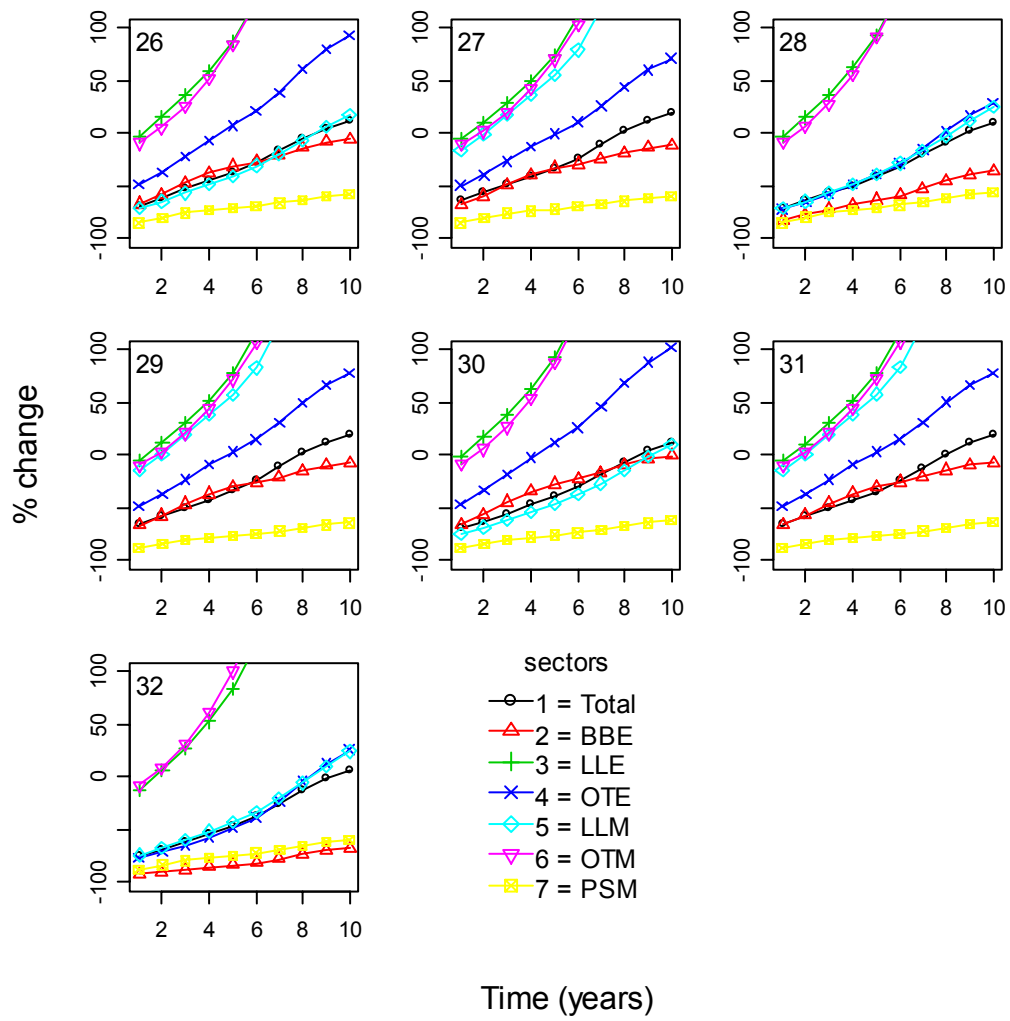


Figure 54 (Cont.). Short-term fishery specific yield per recruit effects for Scenarios 26-32. Changes represented as percentage change with respect to status quo. See **Table 20** for description of scenarios.

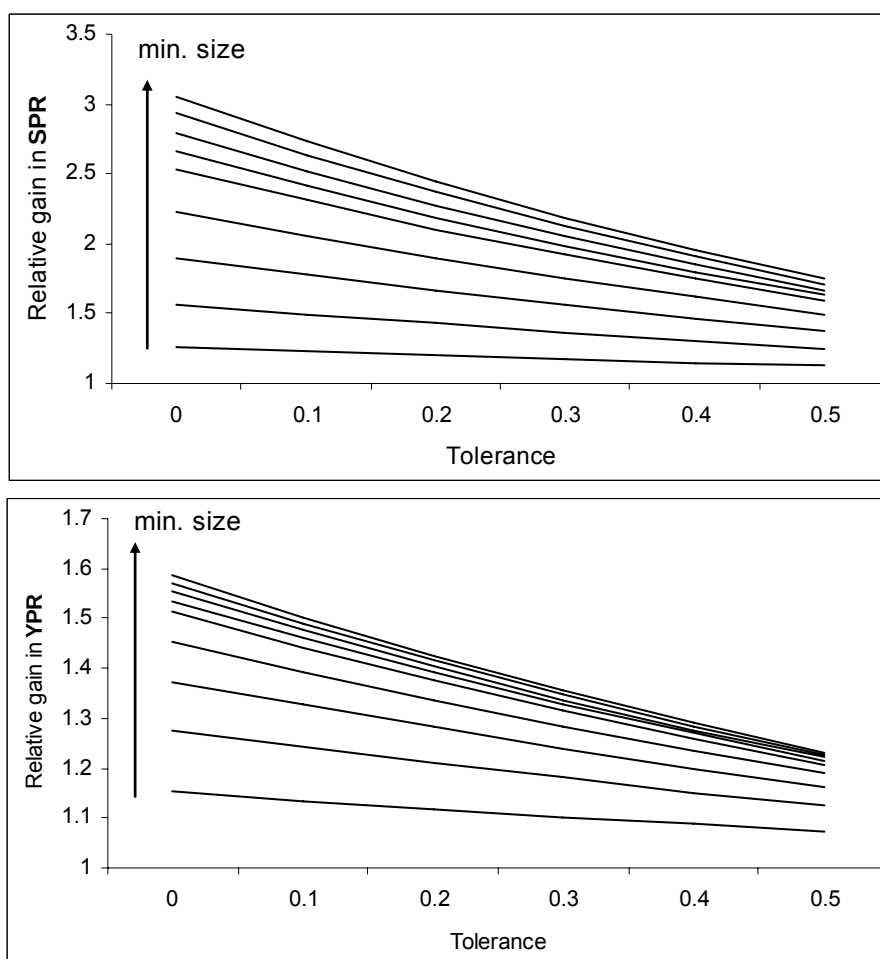


Figure 55. Effect of different tolerance values on the yield per recruit (YPR) and spawning biomass per recruit (SPR), under different minimum size regulations. Each line corresponds to a minimum size regulation (10 kg to 50 kg, in 5 kg steps, from bottom to top).

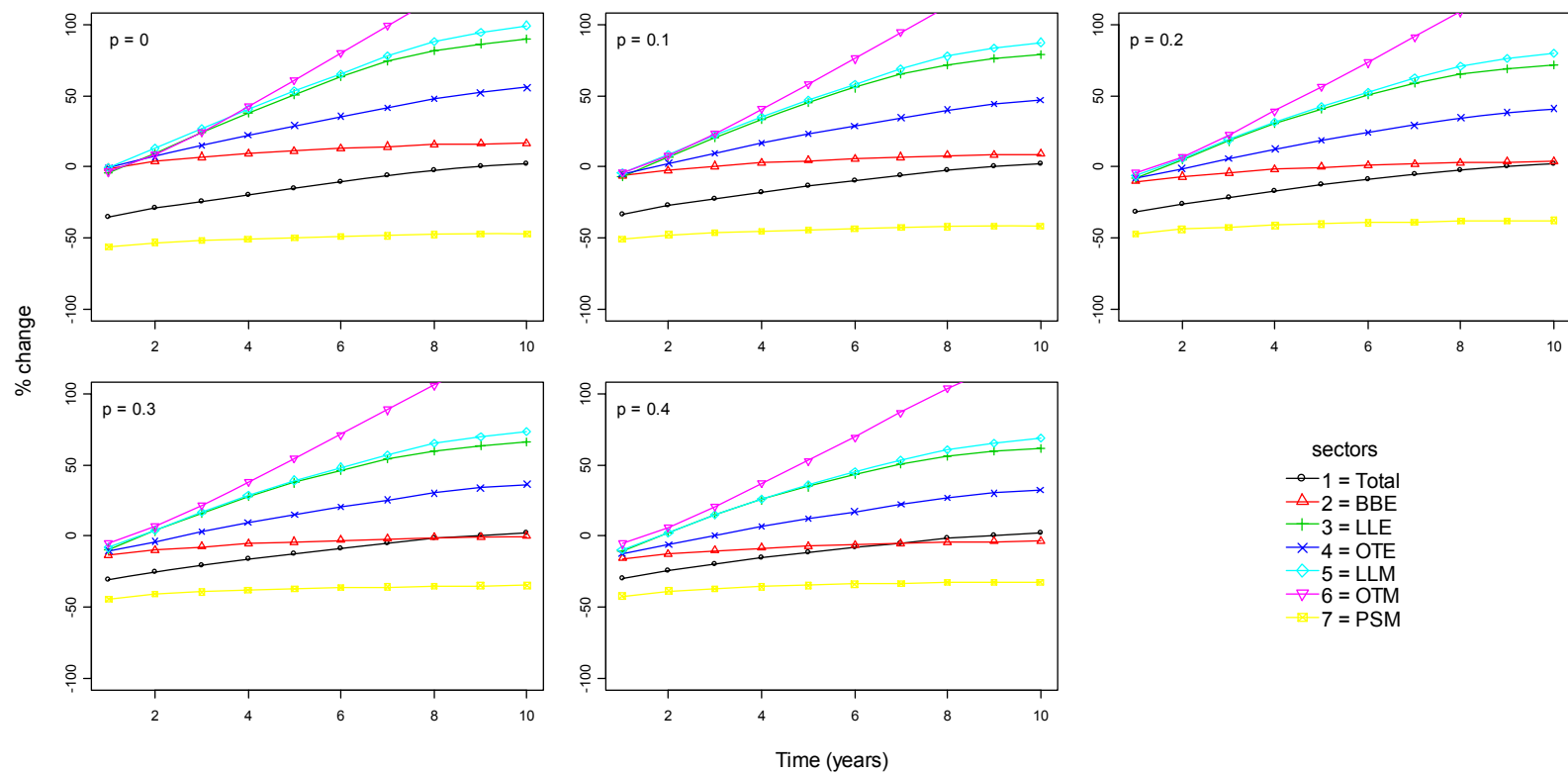


Figure 56. Short-term yield per recruit for different effort re-allocation possibilities under a closure for purse seine in the Mediterranean in June-July. See **Table 21** for description of scenarios.

Agenda

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements
2. Review of the recommendations of the Working Group to Develop Integrated and Coordinated Atlantic Bluefin Tuna Management Strategies
3. Biological data, including tagging information
4. Catch data, including size frequencies and fisheries trends
 - 4.1 Fishery trends – East
 - 4.2 Fishery trends – West
 - 4.3 Catch data – East
 - 4.4 Catch data – West
 - 4.5 Mixing variants
5. Relative abundance indices and other fishery indicators
 - 5.1 Relative abundance indices – East
 - 5.2 Relative abundance indices – West
 - 5.3 Relative abundance indices – mixing variants
6. Methods and other data relevant to the assessment
 - 6.1 Methods – East
 - 6.2 Methods – West
 - 6.3 Methods – regulatory analyses
 - 6.4 Other methods
7. Stock status results
 - 7.1 Stock status – East
 - 7.2 Stock status – West
 - 7.3 Stock status - variants
8. Projections
 - 8.1 Projections – East
 - 8.2 Projections – West
9. Recommendations
 - 9.1 Research and statistics – East
 - 9.2 Research and statistics – West
 - 9.3 Management – East
 - 9.4 Management – West
10. Other matters
11. Adoption of the report and closure

Appendix 2

Bluefin Tuna Workplan: Year 2006

Overview

The next bluefin tuna stock assessment (East and West) is scheduled for May-June 2006 in Madrid. Nine days are deemed to be sufficient for the quantitative assessment work and report writing only if much of the data-preparatory work is carried out in advance of the meeting. In particular, it is essential that the BFT-East data through 2004 be as final as possible by the end of January and that the BFT-West 2005 data be submitted to the Secretariat before the end of March. The Commission instructed the SCRS to evaluate numerous management options including those identified in the 2001 ICCAT Working on Bluefin Mixing (Anon. 2002) for dealing with the central Atlantic Region: (a) *status quo*, where the 2-stock boundary is maintained, (b) *central North Atlantic management unit*, where this unit is defined based on fishery and biological data, and (c) *expanded western Atlantic management unit*, where the boundary line is moved to the east, and (d) other appropriate management boundaries.

Data submission

The official Commission deadline for submission Task I and II data for 2004 is long past. National Scientists should submit any missing eastern Atlantic and Mediterranean statistics forthwith. Data for the western stock through 2005 should be submitted to the Secretariat by the end of March, so that the Secretariat can incorporate the statistics into the database. It may not be possible to include data received after this date in the assessment. *Action: National Scientists.*

Estimates of unreported landings for the eastern unit should be investigated prior to the meeting and completed during the assessment meeting. *Action: National Scientists and Secretariat.*

All National Scientists should provide catch, size and CPUE data up to and including 2004 where available. The Group recognizes that this may not be possible for all fleets. Assessment software should be adapted to accommodate the possibility of incomplete data for 2004 and earlier. Software used for western assessments will be restricted to validated and documented software retained in the ICCAT catalog. These catalog entries need be completed by January. *Action: National Scientists and Secretariat.*

For the western assessment scenarios, catch at size should be created for (*Action: National Scientists and Secretariat*):

1. West Atlantic as usually defined (West of 45° North of 10°N), (ICCAT 1982).
2. Central Atlantic (10°N and North, 30-45°W) as described as a starting point by the ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Anon. 2002).
3. Northern northeast Atlantic as defined the ICCAT Workshop on Bluefin Mixing, Figure 3 (Anon. 2002).
4. Other management areas, as proposed by the Commission.

All National Scientists should provide catch, size and CPUE data up to and including 2004 (East) and 2005 (West) where available. The Group recognizes that this may not be possible for all fleets. *Action: National Scientists.*

If catch at age is to be utilized for smaller areas than just West versus East, then national scientists should submit estimates of catch at age for their fisheries for those areas. Also, the areas chosen should coincide with the options in the ICCAT database.

The SCRS has also recommended that efforts be made to extend the assessment time series into the past. National scientists are asked to ensure that any available historical data (especially catch-at-size pre-1970) have been made available to the Secretariat. *Action: National Scientists.*

CPUE series

National scientists are requested to update relative abundance series as used in the 2002 (east) and 2002 (west) assessments. In addition, Japanese scientists should develop alternative CPUE series for examining the three options identified in the 2001 ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Anon. 2002). *Action: National Scientists.*

Thus, for the western assessments, CPUE should be developed for the following combinations (*Action National Scientists*):

1. West Atlantic.
2. West + central Atlantic (10°N and North, 30-45°W as described as a starting point by the ICCAT Workshop on Bluefin Mixing, Figure 3) (Anon. 2002).
3. West + central + northern northeast Atlantic as defined by the ICCAT Workshop on Bluefin Mixing, Figure 3 (Anon. 2002).
4. Central Atlantic (areas 3 and 4 of the ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Anon. 2002), if feasible)).
5. Other management areas, as proposed by the Commission.

Catch summaries

The Secretariat should prepare summaries of the available catch data as well as catch-at-size data by the start of the meeting. Late submissions will not be included. *Action: Secretariat.*

Assessment

The stock assessment work should update the 2002 (East) and 2002 (West) stock assessments, taking into account the variants mentioned above for dealing with the central Atlantic area.

In the case of the eastern unit, the data exploratory meeting that was held in 2004 (Anon. 2005) reported large uncertainties and numerous sources of errors in the catch-at-size and catch-at-age data. Therefore, it is recommended that the Bluefin Tuna Species Group should deeply investigate the use of assessment methods that do not use size/age data and that may also be robust to large uncertainties in the total catch data (e.g., yield per recruit, simulation modeling), so that final recommendations may be based on a variety of methods. Also, methods to evaluate management strategies, as per the Report of the Bluefin Tuna Research Planning Meeting (June 2005) should be explored. *Action: National Scientists.*

Appendix 3

List of Participants

CONTRACTING PARTIES

CANADA

Maguire, Jean-Jacques

1450 Godefroy Street Sillery, Quebec City, Quebec, G1T 2E4
Tel: +1 418 688 5501, Fax: +1 418 688 7924, E-Mail: jj_maguire@compuserve.com

Neilson, John D.

Head, Large Pelagics and Pollock Projects, Population Ecology Section, St. Andrews Biological Station, Fisheries and Oceans Canada, 531 Brandy Cove Road, St. Andrews, New Brunswick E5B 2L9
Tel: +1 506 529 5913, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: neilsonj@mar.dfo-mpo.gc.ca

Paul, Stacey

Large Pelagics Program, Population Ecology Section/SABS Division, Fisheries and Oceans Canada/Biological Station, 531 Brandy Cove Road, St. Andrews, New Brunswick, E5B 2L9
Tel: +1 506 529 5904, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: PaulSD@mar.dfo-mpo.gc.ca

EUROPEAN COMMUNITY

Arrizabalaga, Haritz

AZTI, Tecnalia /Itsas Ikerketa Saila, Herrera Kaia Portualde z/g, 20110 Pasaia, Gipuzkoa, Spain
Tel: +34 94 300 48 00, Fax: +34 94 300 4801, E-Mail: harri@pas.azti.es

Cort, Jose Luis

Instituto Español de Oceanografía, Apartado 240, 39080 Santander, Cantabria, Spain
Tel: 34 942 291060, Fax: 34 94 227 5072, E-Mail: jose.cort@st.ieo.es

De la Serna Ernst, Jose Miguel

Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Málaga, Apartado 285, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola, Málaga, Spain
Tel: +34 952 476 955, Fax: +34 95 246 3808, E-Mail: delaserna@ma.ieo.es

Di Natale, Antonio

Director-AQUASTUDIO, Via Trapani, No. 6, 98121 Messina, Sicily, Italy
Tel: +39 090 346 408, Fax: +39 090 364 560, E-Mail: adinatale@acquariodigenova.it

Fromentin, Jean Marc

IFREMER, Dept. Recherche Halieutique, B.P. 171, Bd. Jean Monnet, 34203 Sète Cedex, France
Tel: +33 4 99 57 32 32, Fax: +33 49 957 3295, E-Mail: jean.marc.fromentin@ifremer.fr

Mosteiro Cabanelas, Alicia

Adviser on Fisheries Monitoring Issues, Fisheries Conservation and Control Division Ministry for Rural Affairs and the Environment, Malta Centre for Fisheries Sciences, Fort San Lucjan, BBG06, Marsaxlokk, Malta
Tel: +356 21 655 525, Fax: +35 621 659 380, E-Mail: alicia.mosteiro@gov.mt

Ortiz de Urbina, Jose Maria

Instituto Español de Oceanografía, C.O de Málaga, Apartado 285, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola, Málaga, Spain
Tel: +34 952 476 955, Fax: +34 95 246 3808, E-Mail: urbina@ma.ieo.es

Pereira, Joao Gil

Universidade dos Açores, Departamento de Oceanografia e Pescas, 9900 Horta, Portugal
Tel: +351 292 200 431, Fax: +351 29 220 0411, E-Mail: pereira@notes.horta.uac.pt

Rodríguez-Marín, Enrique

Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Santander, Promontorio de San Martín s/n, 39004, Santander, Cantabria, Spain
Tel: +34 942 29 10 60, Fax: +34 94 227 5072, E-Mail: rodriguez.marin@st.ieo.es

Taquet, Marc

IFREMER HMT, B.P. 171, Rue Jean Monet, 34203 Sète Cedex, France
E-Mail: marc.taquet@ifremer.fr

JAPAN**Kanaiwa, Minoru**

Tokyo University of Agriculture, 196 Yasaka, Abashiri, Hokkai, 099-2493
Tel: +81 152 483 906, Fax: +81 15 248 2940, E-Mail: m3kanaico@bioindustry.nodai.ac.jp

Miyabe, Naozumi

Director, Temperate Tuna Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency of Japan, 7-1, 5 chome, Orido, Shizuoka-Shi, Shimizu-ku 424-8633
Tel: +81 543 366 031, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: miyabe@fra.affrc.go.jp

Miyake, Makoto P.

Scientific Advisor, Japan Tuna Fisheries Co-operative Association, 3-3-4 Shimorenjaku, Mitaka-Shi, Tokyo 181-0013
Tel: +81 422 46 3917, Fax: +81 42 243 7089, E-Mail: p.m.miyake@gamma.ocn.ne.jp

Takeuchi, Yukio

National Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency of Japan, Mathematical Biology Section - Pelagic Resource Division, 7-1, 5 chome Orido, Shizuoka-Shi, Shimizu-ku, 424-8633
Tel: +81 543 36 6039, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: yukiot@fra.affrc.go.jp

Yamada, Harumi

National Research Institute of Far Seas Laboratory, 7-1, 5 chome Orido, Shizuoka-Shi, Shimizu-ku 424-8633
E-Mail: hyamada@fra.affrc.go.jp

MOROCCO**Abid, Nouredine**

Center Regional de L'INRH á Tanger/M'dig, B.P. 5268, 90000 Drabed, Tanger
Tel: +212 3932 5134, Fax: +21 23 932 5139, E-Mail: n.abid@menara.ma

Idrissi, M'Hamed

Chef, Centre Régional de l'INRH á Tanger/M'dig, B.P. 5268, 90000 Drabeb, Tanger
Tel: +212 39 325 134, Fax: +212 3 932 5139, E-Mail: mha_idrissi2002@yahoo.com

NORWAY**Nottestad, Leif**

Senior Scientist, Institute of Marine Research, P.O. Box 1870 Nordnesgaten, 33, 5817 Bergen
Tel: +47 99 227 025, Fax: +47 5 523 8687, E-Mail: leif.nottestad@imr.no

Tangen, Oyvind

Engineer, Institute of Marine Research, P.O. Box 1870 Nordnesgaten, 33, 5817 Bergen
Tel: +47 55 23 8414, Fax: +47 55 23 8687, E-Mail: oyvind.tangen@imr.no

TURKEY**Karakulak, Saadet**

Faculty of Fisheries, University of Istanbul, Ordu Cad. No. 200, 34470 Laleli, Istanbul
Tel: +90 212 455 5700/16418, Fax: +90 212 514 0379, E-Mail: karakul@istanbul.edu.tr

UNITED STATES**Boustany, Andre**

Hopkins Marine Station, Oceanview Blvd., Pacific Grove, California 93950
Tel: +1 831 655 6237, Fax: , E-Mail: andre27@stanford.edu

Butterworth, Douglas S.

Associate Professor, Dept. Mathematics and Applied Mathematics, University of Cape Town, 7701 Rondebosch, South Africa

Tel: +27 21 650 2343, Fax: +27 21 650 2334, E-Mail: dll@maths.uct.ac.za

Carruthers, Thomas

Renewable Resources Assessment Group,, Department of Environmental Science and Technology, Imperial College, Royal School of Mines Building, Prince Consort Road, London SW7 2BP, United Kingdom

E-Mail: thomas.carruthers@imperial.ac.uk

Cass-Calay, Shannon

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida, 33149

Tel: +1 305 361 4231, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: shannon.calay@noaa.gov

Ingram, Walter

NOAA Fisheries, 3209 Frederic Street, Pascagonla, Massachusetts 39567

Tel: +1 228 762 4591, Fax: +1 228 769 9600, E-Mail: walter.Ingram@noaa.gov

Miller, Tim

University of New Hampshire, Large Pelagics Research Center, 177A Spaulding Hall, Durham, New Hampshire 03824-2617

Tel: +1 603 862 2897, E-Mail: tim.miller@unh.edu

Ortiz, Mauricio

Southeast Fisheries Science Center -NMFS, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida, 33149-1099

Tel: +1 305 361 4288, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: mauricio.ortiz@noaa.gov

Porch, Clarence E.

Research Fisheries Biologist NMFS-Southeast Fisheries Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida, 33177

Tel: +1 305 361 4232, Fax: +1 305 361 4219, E-Mail: clay.porch@noaa.gov

Powers, Joseph E.

School of the Coast & Environment, Louisiana State University, 2147 Energy, Coast & Environment Bldg., Baton Rouge, Louisiana 70803

Tel: +1 225 578 7659, Fax: +1 225 578 6513, E-Mail: jepowers@lsu.edu

Scott, Gerald P.

SCRS Chairman, National Marine Fisheries Service, NOAA Southeast Fisheries Science Center Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149-1099

Tel: +1 305 361 4220, Fax: +1 305 361 4219, E-Mail: gerry.scott@noaa.gov

Sissenwine, Michael P.

500 Harborview Dr., Baltimore, Maryland, 21230

Tel: +1 508 566 3144, E-Mail: m_sissenwine@surfglobal.net

Turner, Stephen C.

Southeast Fisheries Science Center-NMFS, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida, 33149-1099

Tel: +1 305 361 4482, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: steve.turner@noaa.gov

OBSERVERS FROM INTER-GOVERNMENTAL ORGANIZATIONS**Commission Générale des Pêches pour la Méditerranée - GFCM****Srour, Abdellah**

Secrétaire Exécutif Adjoint-Conseiller, Commission Générale des Pêches pour la Méditerranée - GFCM, Via delle Terme di Caracalla, 00100, Rome, Italy

Tel: +39 06 5705 5730, Fax: +39 065 705 6500, E-Mail: abdellah.srour@fao.org

OBSERVERS FROM NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATIONS**World Wide Fund for Nature (WWF)****García Rodríguez, Raúl**

WWF/ADENA, c/Gran Vía de San Francisco, 8-Esc. D, 28005 Madrid, Spain

Tel: +34 91 354 0578, Fax: +34 91 365 6336, E-Mail: pesca@wwf.es

Sainz-Trápaga, Susana

World Wide Fund for Nature (WWF), c/Canuda, 37, 3º, 08002 Barcelona, Spain
Tel: +3493 305 6252, Fax: +34 93 278 8030, E-Mail: ssainztrapaga@atw-wwf.org

Tudela, Sergi

WWF Mediterranean Programme Office Barcelona, c/Canuda, 37 3º, 08002 Barcelona, Spain
Tel: +34 93 305 6252, Fax: +34 93 278 8030, E-Mail: studela@atw-wwf.org

ICCAT SECRETARIAT

c/Corazón de María, 8 - 6 th fl., 28002 Madrid, Spain
Tel: + 34 91 416 5600, Fax: +34 91 415 2612, E-Mail: info@iccat.int

Restrepo, Víctor
Kebe, Papa
Pallarés, Pilar
Palma, Carlos

Appendix 4**List of Documents**

- SCRS/2006/070 Catch and effort data of the Turkish bluefin tuna fishery (2002-2005). KARAKULAK, F.S.
- SCRS/2006/071 Standardized CPUE of bluefin tuna caught by Spanish traps for the period 1982-2004. Ortiz DE URBINA, J.M., J.-M. Fromentin, V.R. Restrepo, H. Arizabalaga and J.M. de la Serna.
- SCRS/2006/072 Estimates of total mortality of eastern Atlantic bluefin tuna based on year-class catch curves. FROMENTIN, J.-M., H. Arizabalaga, V.R. Restrepo and J. Ortiz de Urbina.
- SCRS/2006/073 Estimates of selectivity for eastern Atlantic bluefin tuna from catch curves. RESTREPO, V.R., J. Ortiz de Urbina, J.-M., Fromentin, and H. Arizabalaga.
- SCRS/2006/074 Analysis of the potential impact of several management measures for eastern Atlantic bluefin tuna on the basis of yield per recruit. ARRIZABALAGA, H., V. Restrepo, J.-M. Fromentin, J.M. Ortiz de Urbina.
- SCRS/2006/075 Alternatives to the Bay of Biscay juvenile bluefin tuna baitboat index. D. GARCÍA, H. Arizabalaga and I. Artetxe.
- SCRS/2006/076 Indices of stock status obtained from the Canadian bluefin tuna fishery. NEILSON, J.D., S.D. Paul, and M. Ortiz.
- SCRS/2006/077 Pilot study of bluefin tuna age validation. NEILSON, J.D., and S.E. Campana.
- SCRS/2006/078 Analyse des indices d'abondance standardisés relatifs aux captures du thon rouge par les madragues de l'Atlantique marocain. Période 1998-2005. ABID, N and M. Idrissi.
- SCRS/2006/079 Are the growth curves currently used for Atlantic bluefin tuna statistically different? RESTREPO, V.R., E. Rodríguez-Marín, J. L. Cort and C. Rodríguez-Cabello.
- SCRS/2006/080 Towards clear and firm ICCAT reports on Atlantic bluefin tuna stocks? An open letter to the bluefin group and to the SCRS. FONTENEAU, A.
- SCRS/2006/081 Large pelagics survey bluefin tuna length validation assessment. VAN VOORHEES, D. R. Salz, J. Foster, J. Desfosse, C. Brown, M. Schulze-Haugen and C. Rogers.
- SCRS/2006/082 Development of indices of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) spawning biomass in the Gulf of Mexico using delta-lognormal models. INGRAM, JR., G.W., W.J. Richards, G.P. Scott and S. C. Turner.

- SCRS/2006/083 Standardized catch rates of large bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the U.S. pelagic longline fishery in the Gulf of Mexico and off the Florida East Coast during 1987-2005. CASS-CALAY, S.L.
- SCRS/2006/084 Standardized catch rates of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the rod and reel/handline fishery off the northeast United States during 1980-2005. BROWN, C.A.
- SCRS/2006/085 Initial specifications for Atlantic bluefin tuna operating and management procedure models. ANONYMOUS (submitted by Joseph Powers).
- SCRS/2006/086 A finite-state continuous-time approach to inferring regional movement rates of Atlantic bluefin tuna using conventional tagging studies. MILLER, T.J.
- SCRS/2006/087 An alternative stock assessment of western Atlantic bluefin tuna using a Bayesian state-space surplus production model. McALLISTER, M. and T. Carruthers.
- SCRS/2006/088 Do some Atlantic bluefin tuna skip spawning? SECOR, D.H.
- SCRS/2006/089 Genetic data and electronic tagging indicate that the Gulf of Mexico and Mediterranean Sea are reproductively isolated stocks of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). BOUSTANY, A.M. Boustany, C.A. Reeb, S.L.H. Teo1, G. De Metrio and B.A. Block.
- SCRS/2006/090 Size frequency distribution and age estimation of BFT in the Gulf of Mexico during the spawning season. DIAZ, G.
- SCRS/2006/091 Preliminary analyses of the possible impacts of alternative minimum size limits for Atlantic bluefin tuna. PORCH, C.E. and S.C. Turner.
- SCRS/2006/092 Temporal and spatial analyses of pelagic longline time/area closures in the Gulf of Mexico to reduce discards of bluefin tuna. WILSON, J., C. Rilling, J. Desfosse, K. Brewster-Geisz.
- SCRS/2006/093 Improving the bluefin catch-at-size & catch-at-age database for the 2006 assessment. KEBE, P.
- SCRS/2006/094 Updated standardization of bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, catch per unit of effort in the baitboat fishery of the Bay of Biscay (eastern Atlantic). Time series from 1975 to 2004. RODRIGUEZ-MARIN, E., M. Soto, M. Ortiz, C. Rodríguez-Cabello.
- SCRS/2006/095 Revisión histórica de la base de datos de ICCAT de la especie atún rojo capturado por barcos con bandera española. Descripción y codificación de las flotas y revisión de las capturas y tallas de atún rojo. RODRIGUEZ-MARIN, E., E. Alot, S. Barreiro, C. Rodríguez-Cabello, A. Ramos, A. Delgado de Molina, J.L. Cort, J.M. De La Serna y J. Mejuto.
- SCRS/2006/096 Estimation of north east Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) growth parameters from tagging data. RESTREPO, V.R., C. Rodríguez-Cabello, E. Rodríguez-Marín and J.L. Cort.
- SCRS/2006/097 Standardized bluefin CPUE from the Japanese longline fishery in the Atlantic. TAKEUCHI, Y., N. Miyabe, H. Yamada and M. Kanaiwa.
- SCRS/2006/098 Average catch of bluefin tuna obtained by the Spanish purse seine fleet in the West Mediterranean by boat and month during the 1994-2004 period. Impact of the change of fishing area on performance. DE LA SERNA, J.M. and E. Rodríguez Marín.
- SCRS/2006/099 Situation recente de la pêche du thon rouge (*Thunnus thynnus*) des côtes marocaines. ABID, N. et M. Idrissi.
- SCRS/2006/108 An initial illustrative application of a cpue*area approach to checking assessment consistency for North Atlantic bluefin using recent Japanese longline data. BUTTERWORTH, D. S., M. Kanaiwa, Y. Takeuchi and N. Miyabe.