

**REPORT OF THE 2002 ATLANTIC BLUEFIN TUNA
STOCK ASSESSMENT SESSION**
(Madrid, Spain – July 22 to 30, 2002)

1 Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements

The meeting was held at the ICCAT Secretariat in Madrid. Dr. Joseph Powers (United States) served as overall meeting Coordinator and Drs. Jean-Marc Fromentin (France) and Michael Sissenwine (United States) served as co-Chairmen for the eastern and western stocks, respectively.

Dr. Powers welcomed meeting participants (“the Group”) and proceeded to review the Agenda, which was adopted without changes (**Appendix 1**). In reviewing the Agenda, Dr. Powers reminded participants that it had been prepared to address the objectives presented in the Bluefin Work Plan for 2002 (**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	V. Restrepo
3	G. Scott
4	E. Rodriguez, A. Farrugia, C. Brown, N. Miyabe, S. Brown
5	J. Powers, H. Arizabalaga, J. Ortiz, G. Scott, N. Miyabe
6	D. Butterworth, P. Apostolaki
7	J. Powers, V. Restrepo, R. Mohn, M. McAllister
8	J. Powers, L. Kell, D. Chen, A. Punt, P. Cordue
9	J. Pereira, J-M Fromentin, M. Sissenwine, J. Powers, J. Neilson

2 Review of the Sixth GFCM-ICCAT Joint Working Group Meeting

A brief summary of the GFCM-ICCAT meeting report (SCRS/2002/010) was presented by V. Restrepo. In terms of bluefin tuna, the Joint Working Group meeting addressed two key issues. The first was to update the Task I and Task II ICCAT databases in preparation for the current assessment meeting (see Section 4).

The other main issue discussed at that meeting had to do with the rapid development of tuna farming in the Mediterranean. Given a series of concerns that have been expressed in relation to this practice, the joint Working Group meeting developed a list of probable and/or possible impacts of farming on aspects such as the collection of data, management, and impacts on the environment. Dr. Restrepo explained that the Scientific Advisory Committee (SAC) of the GFCM had met recently and had reviewed the list of probable or possible impacts mentioned above, and had decided to create an inter-disciplinary working Group to develop practical guidelines for sustainable tuna farming. ICCAT scientists are encouraged to take part in this working Group.

In addition, the joint GFCM-ICCAT meeting had identified a potential problem with the usage of the terms “tuna farming” and “tuna fattening” and recommended that a definition be developed. Following this, the 2002 SAC meeting recommended the following: *“Tuna farming currently involves the collection of wild fish, ranging from small to large specimens, and their rearing in floating cages for periods spanning from a few months up to 1-2 years. Fish weight increment or change in the fat*

content of the flesh is obtained through standard fish farming practices. Confinement of captured fish during short periods of time (2-6 months) aimed mostly at increasing the fat content of the flesh, which strongly influences the prices of the tuna meat on the Japanese sashimi market, can also be referred to as 'Tuna fattening'. Future tuna farming practices may evolve to encompass a closed life cycle, i.e., the rearing of larvae in laboratory conditions." Participants in the assessment meeting agreed that this was a useful and flexible definition but recognized that both "tuna farming" and "tuna fattening" may continue to be used interchangeably by some scientists.

3 Biological data, including tagging information

Present fisheries for Atlantic bluefin tuna are distributed from the Gulf of Mexico to Newfoundland in the West Atlantic, from roughly the Canary Islands to south of Iceland in the East Atlantic, and throughout the Mediterranean Sea (**Figure 1**). In 1982, the Commission established a line for separating the eastern and western Atlantic management units based on discontinuities in the distribution of catches at that time in the Atlantic and supported by limited biological knowledge (**Figure 1**). However, the overall distribution of the catch in the 1990s is much more continuous across the north Atlantic than was seen in previous decades. Tagging evidence indicates that movement of bluefin across the current east/west management boundary in the Atlantic does occur, that movements can be extensive (including transatlantic) and complex, that there are areas of concentration of electronically tagged fish (released in the West) in the central North Atlantic just east of the management boundary, and that fisheries for bluefin tuna have developed in this area in the last decade. An important proportion of these fish have moved from West of the current boundary. Complementary studies that might show east to west movement are less advanced. The composition, origin and spawning source of these fish in the central North Atlantic are not well known. Nevertheless, it is clear that the current boundary does not depict our present understanding of the biological distribution and biological stock structure of Atlantic bluefin tuna. Note, however, that the current boundary is a *management* boundary and its effectiveness for management is a different issue.

Atlantic bluefin tuna can grow to over 300 cm and reach more than 650 kg. The oldest age considered reliable is 20 years, based on an estimated age at tagging of 2 years and about 18 years at liberty, although it is believed that bluefin tuna may live to older ages. Bluefin tuna are, thus, characterized by a late age at maturity (thus, a large number of juvenile classes) and a long life span, which make them well adapted to variations in recruitment success, but more vulnerable to fishing pressure than rapid growth species, such as tropical tunas. Bluefin tuna in the West Atlantic generally reach a larger maximum size compared to bluefin caught in the East Atlantic. Bluefin in the west are assumed to first successfully spawn at age 8 compared to ages 4 to 5 in the east. Distribution expands with age; large bluefin are adapted for migration to colder waters. Bluefin tuna are opportunistic feeders, with fish, squid, and crustaceans common in their diet.

In the West Atlantic, bluefin tuna are thought to spawn from mid-April into June in the Gulf of Mexico and in the Florida Straits. Results of satellite tagging studies have shown bluefin of spawning size which were tagged in the west were present in the central Atlantic during the presumed spawning period, though this should not be considered as conclusive evidence of spawning. Juveniles are thought to occur in the summer over the continental shelf, primarily from about 35°N to 41°N and offshore of that area in the winter. In the East Atlantic, bluefin tuna generally spawn from late May to July depending on the spawning area, primarily in the Mediterranean, with highest concentrations around the Balearic Islands, Tyrrhenian Sea, and central Mediterranean where the sea-surface temperature of the water is about 24°C.

Several working documents were presented to the 2002 Group, which further investigated implications of the available tagging data and of the complex movement patterns for conducting the stock assessment and provision of management advice.

SCRS/2002/093 summarized recent conventional tagging information with reference to recoveries from the northeast central Atlantic Areas 3 and 4 (as defined in SCRS/2001/020, Report of the ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Madrid, Spain, September 3-7, 2001)). Four tagged bluefin tuna were recaptured in the mid-1990s by longline vessels, the only gear presently employed in these areas for tuna. Three of the fish had been tagged off the mid-Atlantic coast of the United States, and one had been tagged in the Bay of Biscay by Spanish scientists. The Spanish fish had been at liberty for eight years. It was measured at release and at recapture and was found to fit the growth equation used by the SCRS for aging fish in the west better than the equation used to age fish in the east. The paper reported that overall recovery rate for conventional tags from longline vessels was generally low per fish taken, and appeared to be higher for implanted archival tags.

The usual cautions in interpreting conventional tagging data were discussed by the Group, in particular changes in catchability should be accounted for, and consistent and accurate use of the term “mixing rate.”¹ It was noted that reporting rates of recaptured tags might vary by fleet and/or geographical area. The Group notes that recent reporting rates for archival tags were higher perhaps due to the higher reward offered - US\$1000 vs. a baseball cap and prize drawing for conventional tags. The available tagging data and various analyses of them (SCRS/2001/042, SCRS/2000/106) suggest that fish of all sizes (ages) are capable of extensive movements including transatlantic passages.

Document SCRS/2002/092 presented updated results of the ongoing electronic tag program in the western Atlantic called the Tag-A-Giant (TAG) program, a collaboration between scientists at Stanford University, the Monterey Bay Aquarium, and the U.S. NMFS. To date 560 electronic tags have been deployed on Atlantic bluefin tuna at four locations in feeding regions and on the Gulf of Mexico and Mediterranean breeding grounds. The paper dealt with tags deployed only in the western Atlantic. The authors presented movement pattern information from archival implanted tags and characterized them as representing four patterns observed in the data recovered to date. One pattern is of a one-year ‘western resident track’ typical of many archival tagged fish followed by a migration from the West Atlantic to the East Atlantic in year 2. Another pattern is of a fish showing fidelity to the West Atlantic continental shelf for 3 years followed by a rapid movement to the Mediterranean. A third pattern shown is of a female bluefin that went to the Gulf of Mexico at a time that coincides with the breeding season. The fourth pattern shown is of a fish demonstrating no association with the North American coastline after the first winter of release and a strong association with the oceanographic region east of the Flemish Cap (and crossing Reykjanes Ridge). This fish displayed several transatlantic crossings and the authors postulated that a period of aggregation in February north of the Bahamas most likely represented a breeding period for this individual. The Group felt it was necessary to consider the data and sample sizes in more detail before accepting the conclusions of the authors, and recommended that such information be made available.

The Group noted that the information presented in SCRS/2002/092 represents an accumulation of information from an ongoing program. Updated information from that reported in SCRS/2001/053 on pop-up archival satellite tagging of bluefin tuna in the northwestern Atlantic (joint U.S./Canada program) was also received by the Group. The Group viewed the information presented in SCRS/2002/092 and that reported to the Group from the joint U.S./Canada program as consistent with that available during the ICCAT Bluefin Mixing Workshop, and at present, the major conclusions from that report regarding mixing and movement remain unchanged. The Group reiterated that a major shortcoming of the tagging results is that the origin (natal area) of the fish being tagged is not known. The Group agreed that the tagging results as a whole indicate complex patterns of bluefin distribution and mixing dynamics of eastern and western fish.

The Group reviewed available information from conventional and electronic (satellite) tagging experiments. Information for the most recent years was not available from the ICCAT database. The data from conventional tags indicated a degree of movement by small fish from the U.S. east coast to

¹ Various papers report estimates and interchange rates. It should be noted that these are not always comparable as different authors have defined these rates differently.

the Bay of Biscay, and to a lesser degree between the Bay of Biscay and the U.S. east coast. Because U.S. regulations greatly restrict the catches of small fish, the likelihood of recaptures of younger ages in the western Atlantic is expected to be low. The movements of fish tagged at larger sizes indicate an exchange from the west to all areas of the east including the Mediterranean and the northeast central Atlantic (Areas 3 and 4, **Figure 2**). No large fish tagged in the east have been recaptured in the west. No fish of any size tagged in the Mediterranean have been recaptured in the west. About 10% of recaptured fish marked in the Mediterranean were recaptured in the eastern Atlantic, and about 3% of recaptured small fish marked in the Bay of Biscay were recaptured in the Mediterranean, about the same percentage as was recaptured in the west. Information from satellite tags generally confirms these movements, but the so called pop-up tag information is independent of fishing intensity, and shows a higher percent moving from west to east across the ICCAT management line than was indicated by conventional tags. So far, few satellite-reporting tags have been placed in the east; therefore, it is difficult to compare these movements with those of fish tagged in the west. Available information indicates movements by large fish into and out of the Mediterranean. Six tags showed movement from the vicinity of the entrance to the Mediterranean south toward Cape Verde and the Canary Islands, and two tags reported from the North central Atlantic (Area 4). So far all types of tags recaptured or reporting from Area 3 were placed on fish off the U.S. east coast. Three tags placed in the east and 15 placed in the west have been recaptured or reported from Area 4 (see **Table 1**).

The Group reviewed the Report of the ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (SCRS/2001/020). The report indicated that the accumulation of evidence suggests that movement across the current east/west management boundary in the Atlantic does occur, that movements can be extensive (including transatlantic) and complex, that there are areas of concentration of electronically tagged fish in the North central Atlantic just east of the management boundary, and that fisheries for bluefin tuna have developed in this area in the last decade. Clearly, an important proportion of these fish have moved from west of the current boundary. Complementary studies that might show east to west movement are now just beginning. Thus, conclusions about the composition in this area are premature. Additionally, the spawning source of these fish (east or west) is unknown. Nevertheless, it is clear that the current boundary does not depict our present understanding of the biological distribution and biological stock structure of Atlantic bluefin tuna. Note, however, that the current boundary is a *management* boundary and its effectiveness for management is a different issue.

SCRS/2001/020 also indicated that ICCAT scientists have discussed the relative merits of the one-stock and two-stock hypotheses for Atlantic bluefin tuna for three decades. In 1993, the SCRS began examining the implications of a hypothesis that is currently referred to as “the diffusion model.” The SCRS later expressed concern that such a model is an unlikely characterization of bluefin tuna migration and that it was more likely that bluefin tuna return to the area where they were spawned. Subsequently, an alternative hypothesis known as the overlap model has also been examined. In this model the ranges of the eastern and western stocks are assumed merely to overlap, which implicitly satisfies the SCRS view that bluefin tuna likely exhibit spawning site fidelity. Simulation studies which imposed models of complex movement patterns based on expert belief on bluefin movement patterns (Porch, et al. 1998) and evaluations of western and eastern stock status under both the overlap model formulation and diffusion model formulation (reviewed in SCRS/2000/098) generally indicate that thus far, given data available through 1997, the fear that ignoring interchange might lead to highly-biased assessments of Atlantic bluefin tuna does not appear well-founded, especially considering uncertainties of the data. The advice offered by the SCRS on the basis of the assessment results that explicitly account for mixing as described in SCRS/2000/98 is to continue to provide advice to the Commission that includes assessment of the eastern and western bluefin tuna stocks assuming negligible interchange in addition to assessments that incorporate the latest thinking on mixing models. SCRS/2001/020 noted it is not necessarily the case, however, that accounting for mixing when conducting assessments will lead to improved management advice given available data. For this reason, it was recommended that considerable effort should be devoted to collection of data to support assessment modeling that could better reflect the true dynamics of bluefin tuna movements. To some degree the continuation of electronic tagging studies is addressing this recommendation, but the tagging programs to date do not represent an Atlantic and Mediterranean-wide perspective.

Additional advancement on the recommendations for incorporation of complexity in mixing model formulations and simulation made in SCRS/2001/020 has been achieved. Two working documents on these approaches were presented to the Group.

Document SCRS/2001/020 identified a spatial structure (**Figure 2**) as a starting point for preliminary model development towards incorporating greater biological realism in future assessments. SCRS/2002/087 applied a simple age-aggregated production model with inter-stratum mixing (overlap) to provide some insight into the implications of the different catch histories in the six strata defined for assessments and projections. Results were contrasted for depletion (current / pre-exploitation) levels for western and eastern areas each ranging from 0.2 to 0.6. The presence and absence of overlap made little difference to results for the eastern area and population of eastern origin because these were rather larger than their western counterparts. Western area abundance trends were lower given overlap because of the impact of catches in the east on the abundance of fish of eastern origin in the west. In qualitative terms, these results remained unchanged over a range of assumptions for the extent of overlap and resource productivity.

SCRS/2002/088 proposed an alternative stock assessment modeling framework for the evaluation of the effects of different migration scenarios and management measures. The paper presented a six-area, fleet-disaggregated, age-structured population dynamics model that could be used for the simulation of the dynamics of the two bluefin tuna stocks in the North Atlantic. The model accounts for differences in the biology of the two stocks and explicitly models their transatlantic migration using quarterly time steps. The population dynamics model currently quantifies the biological implications of different biological and exploitation scenarios. The use of this model requires detailed information such as catch by area and time period, selectivity per gear, and movement rates per age, area and time, but enables a more realistic simulation of the population and evaluation of the effects of a greater range of management scenarios. Based on the scenarios examined in the paper, the authors concluded that if the degree of mixing of the two stocks is greater than the 1-2% that is currently assumed, then the recovery of the depleted western stock might not be possible under the existing management regime and additional management measures might be needed.

The Group noted that the scenarios examined in SCRS/2002/087, while broad, possibly do not encompass the range of plausible depletions for the eastern and western areas which could modify conclusions drawn about the relative sustainability of different catch scenarios in each of the areas.

The models presented should be interpreted as providing qualitative results for examining the impacts of mixing scenarios, and should not be interpreted as providing quantitative estimates. Their primary application is to provide insight into potential conclusions, although it was acknowledged that the parameters used in the models (e.g., depletion by area = 0.2 in SCRS/2002/087) might not have completely bounded the realms of possibility.

Broadly, the results of SCRS/2002/087 and SCRS/2002/088 are consistent with the general belief that mixing has potentially greater impacts on the recovery program (by area) for western Atlantic bluefin than for eastern Atlantic and Mediterranean bluefin, largely due to the differences in estimated stock sizes. These results are similar to the results of previous modeling of mixing, and do not provide the justification to eliminate any of the existing mixing hypotheses. The major benefit of these projects is that they help define the types of data needed to improve the understanding of the impacts of mixing, such as data on age-specific patterns of movement. It was agreed that a research recommendation should be developed to address these needs.

Relative stock size

It is generally believed that the eastern stock is an order of magnitude larger than the western stock. However, there is an element of circularity in this position, in that the difference in assessed stock sizes is perhaps driven by the definition of stock catches in terms of the area boundaries. There

are very limited data outside of stock assessment results on which to judge the relative productivity of the two known spawning grounds. A comparison of the catches in the western and eastern areas at ages 1 and 2 was made for the period when there was a western purse-seine fleet targeting young fish (1960s and 1970s). Catches of 1-year old fish were substantially higher in the east during this period, but catches of 2-year old fish were at a similar level. Assuming that 1 and 2 year-old fish are primarily found in the management areas associated with their natal spawning sites, these data would suggest that production from the east does not totally dominate western production. This supposition formed the basis of a mixing run of the 2-box model formulation, where 20% of the western origin fish were assumed to be found in the eastern management area, whereas only 5% of the eastern-origin fish were taken to be in the western management area.

SCRS/2001/020 reported on the available information regarding distribution, migrations and reproductive behavior of Atlantic bluefin tuna that is of direct relevance to assessments and management. The Group noted that it is again useful to review (a) what is known, (b) what seems likely, and (c) what is unknown and thus these features are reiterated below:

What is known

- 1) There are at least two spawning areas.
- 2) More fish spend time on the side of the Atlantic where they were tagged than migrate far away, either because of a location-specific preference or a slow rate of diffusion. This implies the potential for localized depletion.

What seems likely

- 3) There is a substantial degree of spawning-site fidelity. This seems likely because it is generally believed for other species (not necessarily tunas) where there is a basis for making a determination. The lack of genetic differences does not imply otherwise. So far, archival tagging has not shown that any fish visited both known spawning grounds. It was also noted that, lacking evidence that there is low spawning-site fidelity, it is precautionary to manage assuming that there is fidelity.
- 4) The distribution of fish from the two known spawning areas overlaps, at least for part of the year, for a large proportion of the Atlantic Ocean. This conclusion is clearest for the region extending from the North American continental shelf and slope, northeast toward the Mid-Atlantic Ridge and beyond. There is probably some overlap elsewhere, but there is little data upon which to draw conclusions.
- 5) As a result of the overlap in the distribution of bluefin tuna discussed in number 4, some fish of eastern origin are caught in the western Atlantic management area, and *vice versa*.
- 6) The feeding ground for the bluefin found in the West Atlantic management area (from western and/or eastern origin) extends north and east across the 45° W line, such that bluefin are also vulnerable to fishing in the East Atlantic management area.
- 7) Under the current management scheme, the catch of western-origin fish in the East Atlantic management area generates a higher proportion of the fishing mortality rate on the western-origin fish than is the case for the converse scenario. This conclusion is likely because the population size in the eastern Atlantic is large compared to that in the western Atlantic.

What is unknown

- 8) Depending on the degree of overlap, number 5 may also contribute to higher fishing mortality on western-origin fish since tuning indices are influenced by the contribution of eastern-origin fish.
- 9) The composition of fish originating from the two known spawning grounds is unknown for all locations, although it seems likely that the fish near known spawning grounds during the spawning season mostly originate from that spawning ground (see numbers 2, 3).
- 10) The effects of environmental, oceanographic and other influences on short- and long-term changes in movement patterns.

Mixing hypotheses discussions

A number of options were discussed for analyzing the impacts of stock mixing over the Areas 3 and 4. None of the options satisfy the unit stock assumption inherent in the use of these management areas, but there is credible evidence of the coherence of regional groups. Thus, it is reasonable to analyze these management areas for management purposes.

It was agreed that the plausibility of moving the management boundary to the east is a function of how likely it is that the fish moved into the western region are actually of western origin. Because direct information on the origin of fish in Areas 3 and 4 is not available, three indirect lines of evidence were evaluated.

- 1) Oceanography – it was assumed that bluefin tuna are adapted to prevailing oceanography, such that they can follow the Gulf Stream, and concentrate their feeding activities on banks with high productivity.
- 2) Tagging data – information from conventional and electronic tags placed on fish off the U.S. east coast indicates that bluefin tuna associate with the Gulf Stream and spend considerable time on offshore banks.
- 3) Location of fishing effort – it was assumed that breaks in fishing patterns reflect breaks in the availability of bluefin tuna.

Scenarios for western stock boundary extensions

On the basis of the recommendations made in SCRS/2001/20 and responsive to the request of the Commission, two proposals for evaluating the potential impacts of moving the regional boundary to the east were accepted for application: shifting Area 3 to the western region, and shifting both Areas 3 and 4 to the western region. Shifting Area 3 was more easily rationalized, because tagging returns and fishing effort both occur east of the 45° line, the Gulf Stream transits the area, and archival tags deployed in the west indicate extensive feeding in Area 3 east of the Flemish Cap.

The decision to analyze the inclusion of Area 4 in the western region was less clear-cut, in part because of the probability of a higher incidence of eastern-origin fish in Area 4. A few conventionally and electronically tagged fish from the U.S. east coast have been recovered in this area. The longline fishery, which would have been the major source of tag returns from this area, is thought to have low return rates, at least for the conventional tags. Mather et al. (1995) reported that conventionally tagged fish from the Bahamas and the Strait of Florida waters have been recovered off Norway. It was noted that the Gulf Stream could provide a transport mechanism for western fish to reach Area 4. The conclusion was that it is not possible to rule in or out that western fish occur in Area 4. Therefore, although the plausibility of a high occurrence of western fish in Area 4 is less than that for Area 3,

some analysis of the inclusion of Area 3+4 in the western region was deemed to be instructive regardless of this plausibility.

The Group noted there was considerable uncertainty about the migratory behavior of Atlantic bluefin tuna, with the currently available data. However, management actions must be taken, although the effectiveness of management actions depends on which movement hypothesis is correct. To formally consider the management implications of making an incorrect assumption about movement and stock boundaries, the Group constructed an example contingency table (**Table 2**). While this table was not fully debated by the Group, it demonstrates a possible structure of a contingency table about mixing, with some speculative text filled into the cells. For this table to be useful for management, it would be necessary to fill in the cells with numbers from stock assessment models that can adequately model each scenario.

4 Catch data, including size frequencies and fisheries trends

Bluefin tuna are caught throughout the Atlantic Ocean and in the Mediterranean (**Figure 1**). The Secretariat presented data on Atlantic bluefin tuna catches and landing statistics by region, country, entity, or fishing entity and by fishing gears, 1950-2001. The data included all the changes adopted at the recent Meeting of the GFCM/ICCAT Ad Hoc Working Group on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean (Malta, April 15 to 19, 2002) relative to the Mediterranean and eastern Atlantic Ocean statistics (**Table 3; Figure 3**).

4.1 Fishery trends - East

Due to the banning of the use of driftnets for the albacore fishery, new gears will be introduced in the Bay of Biscay that may affect the bluefin fishery. According to Anon (2000), several countries made experimental fishery trials with new gears such as purse seine, longline and pelagic trawling. While driftnets in the Bay of Biscay were targeting albacore and had a very little amount of bluefin caught as by-catch, these new gears seem to have a higher amount of bluefin by-catch. In addition to this, purse seine has a greater catchability on bluefin than it does on albacore. This may produce an additional targeting of bluefin in the Bay of Biscay. According to the information provided by European scientists, purse seiners could operate in 2003, but the number of boats that will join the fishery is unknown. As juvenile bluefin are caught in the Bay of Biscay, the Group has some concern on the likely negative effects induced by these new gears on the bluefin population, and recommends that information from experimental fishery trials be transmitted and their impact be analyzed before the new gears begin to operate.

Economic gains in Atlantic bluefin tuna fattening have lead the private sector to invest into this relatively new culture system. The interest over the past few years has increased remarkably as reflected by the increased number of fattening units established throughout the Mediterranean Sea and new license applications being submitted to the relevant national authorities. Farmed bluefin tuna are mostly provided by Mediterranean purse seiners and to a lesser extent by traps. The transfer of live fish from the seine to the towing cages is done in the open sea (generally where the catch has occurred), simply by joining both nets. There was a general agreement within the Group to recognize that bluefin tuna fattening operations in the Mediterranean Sea significantly affected bluefin tuna data collection, and consequently the stock assessment procedure (for more details, see document SCRS/2002/10). The difficulties to estimate size composition of the catch are, for instance, encountered by all countries having purse seine fleets involved in farming operations.

Participants present at the Sixth GFCM-ICCAT Meeting on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean, held in Malta in April 2002, gave a brief overview of recent developments in their bluefin tuna fisheries, which is reported below. In addition, during this assessment meeting, some information was revised and included in the analyses.

Chinese Taipei: Longline is the only gear used in targeting bluefin tuna in the eastern Atlantic and Mediterranean Sea for Chinese Taipei fleets, and the fishery initiated in 1993. The number of longliners operating in the Mediterranean varies from 6 to 14 each year. Those vessels used gears with 7-8 hooks per basket and nylon material as usual to fish bluefin tuna in the indicated areas. Catches of bluefin tuna by Chinese Taipei longline fleets peaked at 729 t in 1994, then decreased from 504 t (1997) to 249 t (1999), and increased to 313 t in 2001. There is no significant change in space (middle Mediterranean Sea and eastern Atlantic) or time (March-May) since 1995 for this fishery. All catches were measured in fork length and weighed individually. Large adult fish (mostly >180 cm FL) migrating for spawning are predominant in the catch; this information was submitted in ICCAT Bluefin Tuna Statistical Documents.

EC-France: The French Mediterranean purse seine fleet has been comprised of 38 vessels for the last ten years. The fleet is subject to the submission of logbooks in compliance with ICCAT and EC regulations. The information from these documents is crosschecked against landing/trans-shipment information (mainly in Spain from the Balearic trips) to estimate the total catch. The total French catches of East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna were 6,748 t in 2001 (629 t in the Bay of Biscay, and 6,119 t in the Mediterranean).

The purse seine fishery is centered on fish of an average size of 10 to 30 kg (mainly age class 2 and 3) in the spring and autumn, and is carried out mainly in Gulf of Lyon and the Ligurian Sea. Some vessels explore the fishing areas situated in the central Mediterranean. In June and July, the French fleet mainly directs its efforts towards large fish (140 and 250 kg) coming to spawn around the Balearic Islands. It seems that the level of catches from the Balearic trips are in part determined by environmental factors which influence the availability of bluefin tuna vis a vis the fishing gear. It should be noted that the majority of the catches taken in the Mediterranean go directly to Spain to be either landed or put in cages for fattening, which has for some years caused major difficulties in estimating the size composition of the catch from landings.

EC-Greece: The Greek large pelagic fleets exploit mainly the Aegean, Ionian and Cretan Seas but occasionally extend their activities to the eastern Levantine basin. The main target species include swordfish, bluefin tuna and, to a lesser extent, albacore. The Greek bluefin tuna production increased from about 200 t in 1990 to 1,200 t in 1997. After the establishment of production quotas by the European Community (EC) and the ICCAT recommendations for reduction of the fishing pressure on the stock, a national regulation was enforced in 2001 aiming to restrict the fishing activity for tunas. According to this regulation a special license is required for a boat to enter the bluefin tuna fishery. Most of the boats targeting exclusively bluefin tuna are scattered in the North Aegean Sea, and use mainly hand lines. Their number is estimated to be up to 200 and their fishing activities on bluefin tuna are seasonal. The main fishing period lasts from September to April, following the market's demand. In the South Aegean the large pelagic fleets target primarily swordfish, and bluefin tuna is a secondary target or by-catch species, at least during the swordfish season. During that period, bluefin tuna fishing is mainly carried out by means of drifting surface long lines. Hand lines are less common and mostly employed from October to January when the Greek swordfish fishery is closed by law.

EC-Italy: The Italian fishery for large pelagics showed some dramatic changes in the last five years, due to several factors. The most relevant was the enforcement of the ICCAT regulation on the bluefin tuna quota system, for the first time established in Italy and even in the Mediterranean. To better enforce the quota system, the Italian government adopted a domestic legislation, identifying all the vessels fishing for bluefin tuna and attributing them individual quotas, shared among gears. The system is quite complicated to monitor (due to the high number of landing places along the Italian coasts), even if each vessel has to submit a statistical declaration of the catches. Any non-utilized or undeclared small percentage of catches by single vessels could add up to important quantities at a national level and for this reason new improvement of the systems are envisioned. As concerns the bluefin tuna fishery, the catches match the quota but the difficulties to follow this important fishery are increasing due to tuna farming. In fact, only a minor quantity of catches from the tuna purse seine fishery were landed in Italy in 2001, because the tunas were sold at sea in international waters and

moved into floating cages in other countries. As a consequence, it was impossible to obtain a size distribution of these catches from landings and this problem is expected to increase in the future. All the catches obtained by other systems show small variations.

EC-Spain: The Spanish bluefin tuna fishery in the East Atlantic and Mediterranean remained stable during 2001. In the East Atlantic, the Spanish bluefin tuna fishery is artisanal, with an average annual catch of 4,000 t of this species in the last 10 years. By gears, baitboat catches comprise 57% of the total catch. The trap fishery maintains four operative units during the April-June period, and their catches represent 34%. A small hand line fleet operates seasonally in the area of the Strait of Gibraltar (8%).

In the Mediterranean Sea, the Spanish fisheries targeting bluefin tuna reached an average catch of about 2,500 t for the last two years. Purse seine (6 vessels) represents 69% of the total catch, longline 23%, hand line 4%, bait boat and surface gears around 2.5%. The catch for the traps in the Mediterranean Sea has been almost insignificant for the last seven years. For 2001, catch and fishing effort remained stable.

EC-Portugal: Portuguese catches of bluefin tuna are mostly made by three gears: bait boat, longline and traps. Other gears catch minor amounts, mostly incidental.

Since 1990, a fleet of three longliners has been operating in the eastern Atlantic and in the Mediterranean, catching an average of 300 t. The Mediterranean Sea was the main fishing area for this fleet until 1996, but since 1997 fishing has taken place mostly in the eastern Atlantic. A total of 448 t of bluefin was caught during 2001 but only 64 t were from the Mediterranean. One trap has been operating in the south of Portugal since 1995. In 2001, the bluefin catch taken by this trap amounted to 15 t.

Bluefin catches taken by the bait boat fleets, which operate around the Madeira and Azores islands are quite variable from year to year and are related to the local abundance of bluefin in the proximity of the islands. In 1997 and 1998 a great increase of the abundance of large bluefin tuna around the islands was observed. This was reflected in the bait boat catches, which reached 447 and 252 t, respectively. In 2001 the catches dropped to 3 t in the Atlantic islands.

Japan: The Japanese fishery in the Mediterranean Sea entirely targets bluefin tuna using longline gear. In this fishery, a small amount of swordfish is caught incidentally. Recently, the bluefin catch in the Mediterranean Sea has been decreasing, from about 800 t in 1995 to less than 150 t in 2000, although fishing effort has been maintained at a relatively high level. There has been no significant change in fishing area and season. Large adult fish migrating for spawning are predominant in the catch. Japan prohibited its longline fleet from fishing in this area during the spawning season, which is currently June and July. The number of boats is also limited to 35 annually. Japanese catches in the East Atlantic and Mediterranean in 2001 were 2,221 t (see also section 4.2).

Malta: The bluefin tuna season extends from May to July. In 2001 the species was targeted by 58 multi-purpose vessels of less than 24 m in length. The gear used is drifting surface longline. Fishing is undertaken mainly in the southwest area of the region and progressively further from the coast according to the normal movement of the bluefin tuna.

Morocco: In Morocco, bluefin tuna are mainly exploited by traps, by hand line, and is taken as a by-catch in the purse seine fishery. The production of bluefin tuna has shown an increasing trend, reaching 2,923 t in 2000. Bluefin tuna taken by hand line have an average fork length of 228 cm.

Tunisia: The fish commonly grouped in the category of large pelagics are among the most important of all around the coasts of Tunisia, particularly bluefin tuna (*Thunnus thynnus*), little tuna (*Euthynnus alletteratus*), bonito (*Sarda sarda*), frigate tuna (*Auxis rochei*) and swordfish (*Xiphias gladius*). The first two species continue to give rise to a local industry, as a large part of the fish caught

is processed in canning. Bluefin tuna and swordfish comprise the species preferred by the export market. These products are largely directed towards Japan and some European countries. In 2001, an important proportion of the bluefin purse seine catch, estimated at 1,400 t, was exported to Spain for fattening before their export to Japan.

Although the number of tuna vessels has dropped considerably from 70 units in 1999 to only 45 in 2001, total catches, particularly of bluefin tuna, have not decreased. Currently about 45 tuna vessels measuring between 15 and 38 meters in length overall are dedicated to tuna fisheries along the Tunisian coasts. About forty longline vessels continue to operate in Tunisian waters targeting swordfish. The main effort is concentrated towards the north of the country. Nevertheless, since 1998, this activity has become more generalized along the entire coastline of Tunisia. In 2001, catches of tuna and tuna-like species (swordfish) reached 8,482 t (see NAT/2002/015). In terms of proportion, small tunas constitute 60% of the total catch at 5,628 t, while the catch of bluefin tuna is estimated at 2,287 t, representing only 27% of the catch. The landings of bluefin purse seiners currently constitute 90% of the national catch. The contribution of two traps to the national catch of bluefin tuna is disappearing more and more. In 2001, the production of traps did not exceed 3 t, representing less than 2% of the bluefin tuna catches.

Libya: The bluefin fishing season in Libya usually starts in the last week of April and extends to the first week of July. Several methods, the trap nets, purse seines and longlines carry out fishing of bluefin in Libya. The trap nets started in 1920 when several traps had been in operation. The number of those traps decreased to only three traps in 2000. All the traps are located off the west coast of Libya. Six purse seiners usually operate in Libyan waters and the longline fishery is carried out by five Libyan vessels as well as by several joint-venture companies. The total catch of bluefin tuna in Libya varies from one year to another especially the catches made by trap nets.

Turkey: Since 2001, the bluefin tuna fishery in Turkish waters is carried out from May to mid-July in the eastern Mediterranean and Aegean Sea. Catches are also made in the Sea of Marmara. The main catches of the Turkish bluefin tuna fishery are taken by 22-28 purse seiners. In 2001, bluefin tuna catches in Turkish waters amounted to 2,100 t, with an average length of 145 cm. In 2002, three bluefin tuna farms with 16 cages have started to grow bluefin tunas in the eastern Mediterranean and in the Aegean Sea.

4.2 Fishery trends - West

Canada: The Canadian nominal landings of Atlantic bluefin tuna in 2000 were 549.1 t. In addition, 46.0 t were estimated to be discarded dead from the swordfish longline fleet. In 2001, the nominal landings were 523.7 t, with an additional 13.2 t estimated to be dead discards.

Canadian bluefin tuna fisheries currently operate in several geographic areas off the Atlantic coast from July to November when bluefin tuna have migrated into Canadian waters (**Figure 4**). The main commercial fisheries occur off the coast of Nova Scotia (Hell Hole rod and reel/tended line, Bay of Fundy harpoon, St. Margaret's Bay trap, Canso rod and reel, and Halifax rod and reel/tended line), in the southern Gulf of St. Lawrence (tended line/rod and reel) and sporadically along western edge and central region of the Grand Banks (tended line/rod and reel). Generally, locations of bluefin tuna captured within these areas have been consistent over the past two years, and are comparable to those reported by Stone and Porter (SCRS/1998/42) for 1994 through 1999. Since the inception of the Hell Hole fishery in 1988, catches from the Hell Hole have predominated the Canadian fishery, with the exception of 2000 when the Gulf of St. Lawrence surpassed the Hell Hole in importance. However, in 2001, the trend was again similar to the 1990s. The major fisheries (e.g., Gulf of St. Lawrence, Hell Hole, Bay of Fundy) have shown a general trend of declining mean weight over the past five years.

United States: The U.S. bluefin fishery continues to be regulated by quotas, seasons, gear restrictions, limits on catches per trip, and size limits. To varying degrees, these regulations are designed to restrict total U.S. landings and to conform to ICCAT recommendations. U.S. vessels fishing in the northwest Atlantic (including the Gulf of Mexico) in 2001 landed an estimated 1,589 t of

bluefin tuna. Those estimated landings represent an increase of 377 t from the 2000 landings. The 2001 landings by gear were: 196 t by purse seine, 102 t by harpoon, 9 t by hand line, 38 t by longline (of which 20 t were from the Gulf of Mexico), 1244 t by rod and reel (of which 243 t was the preliminary estimate for bluefin less than 145cm SFL from off the northeastern U.S.), and less than 1 t was taken by other gears.

In response to 1992 regulations limiting the allowable catch of small fish by U.S. fishermen, in conformity with ICCAT agreements, enhanced monitoring of the rod and reel fishery was implemented in 1993 for the purpose of providing near real-time advice on catch levels by this fishery. This monitoring activity has continued, and has included estimation of catches by finer size categories than reported above. The preliminary estimates for the 2001 rod and reel fishery off the northeastern U.S. (including the North Carolina winter fishery) for landings in several size categories were 3,470 fish 66-114 cm, 4308 fish 115-144 cm and 1599 fish 145-177 cm (an estimated 80, 163, and 124 t, respectively). An additional 1360 fish <66 cm and 3 fish 66-114 cm (an estimated 6 and 0.05 t, respectively) were discarded dead. Note that additional rod and reel landings of bluefin >177 cm SFL are monitored through a sales reporting system.

Logbook tallies of dead discarded bluefin for year 2001 amounted to 25 t. Other estimates of this tonnage, based on observer data, are typically higher than the logbook tallies. The United States sought scientific review of the methods applied for estimating dead discarded catch of bluefin in 2001. This review took place in a two-stage fashion. In the first stage of the review, three independent scientists, contracted through the University of Miami's Center for Independent Experts (CIE), were asked to comment on the approaches used to estimate marine turtle and other species by-catches (the methods used for turtles and bluefin tuna were the same) as part of a broader review of marine turtle stock assessment. None of these reviewers provided recommendations for improvement in the by-catch estimation methods applied. Because this review was judged to be too broad for detailed comments and recommendations for improvements on the methodological approach, a second, and more focused review was sought from an additional two independent scientists, again through the CIE. These review comments were received in mid-September 2001, and, as a result, scientists from the CEFAS Lowestoft Laboratory have been contracted to conduct further analysis of the logbook and observer data for the purpose of estimating bluefin (and other species) dead-discarded catch. A reviewer recommended continuation of the use of logbook tallies for monitoring U.S. compliance with the negotiated dead-discard allowance for the West Atlantic bluefin tuna recovery plan until the technical recommendations for improvements in the statistical methods for estimating discards were incorporated. As a consequence of this recommendation, the logbook tally values for dead discards have been incorporated into the ICCAT database for the period 1987-2001.

Japan: Japan uses longline gear to catch bluefin tuna in the Atlantic Ocean, and the total number of Japanese vessels operating in the entire Atlantic is about 200. The overall number of boats engaged in bluefin fishing is more than 100 boats in recent years. In terms of the catch weight, bluefin is not the most important species, but, nonetheless, it attracts fishermen's interest because of the high price paid for this species. Because management measures are in place for this species, there is a limitation on the number of boats as well as the amount of fish taken by these boats. The recent catch is nearly 400-500 t, 2100-2800 t, 130-400 t for West Atlantic, East Atlantic and Mediterranean Sea, respectively. Fishing is taking place in the middle to high latitude area between 35°N and 70°N covering from nearly 65°W in the western Atlantic to 25°E in the Mediterranean Sea. Like other nations, Japan is using "fishing year" in managing its fleet that starts in August. Soon after the fishery is opened in August, the boats move to waters off Iceland to Ireland between 50°N and 65°N. As the season progresses they turn to southwest reaching 20°W-45°W and 40°N-50°N in December. Fishing continues until the end of February. This area (from Iceland to the central Atlantic) is rather newly developed and has been fished intensively since about 1990 in the southern part and since 1995 for the northern part of this area. Some boats operate in the West Atlantic as well, from November through January between 45°W and 70°W until the fishery is closed by regulation. Then some of boats start their operations in March in the area encompassed by 10-30°W and 30-40°N. Thereafter, they continue to fish moving eastward. In late April, the fleet goes into the Mediterranean Sea and reaches as far east as 25°E until the end of May. Some

boats stay outside the Mediterranean and operate in the waters off the Strait of Gibraltar. Fishing stops at the end of June.

4.3 Catch data - East

Most scientists are skeptical about the quality of the fisheries data, particularly the catches for various fleets. In 1998, the Group already expressed concern about the quality of the catch and effort data. The situation did not improve in the following years and the data quality has become even worse (for example, the values for NEI-combined reached a value of almost 2000 t in 1999). Because of these large uncertainties in the data, the stock assessment of the East Atlantic and Mediterranean stock was postponed in 2000. The Commission recently asked for an updated assessment of this stock. As the quality of the data (especially the catch statistics) showed no improvement, the priority was given to sensitivity analyses that examined alternative catch scenarios, to see how the analyses would be affected by the uncertainties in the catch data.

Referring to the ICCAT database (see **Table 3**), the reported catches reached a peak of 50,762 t in 1996 and then decreased substantially to 33,754 t in 2000. Both the increase and the subsequent decrease mainly occurred in the Mediterranean Sea catches.

It was agreed not to conduct the assessment with 2001 data since several countries with substantial bluefin tuna catches had not submitted their data by the July 2002 deadline.

Updated catches

In addition to the updated catches provided during the GFCM-ICCAT meeting, two countries provided Task I data for 2001. Italy and Turkey reported Task I data for 2001 during the meeting, but after the deadline, so that they were not included in the analyses.

Revision of historical catches

During the 2002 meeting, three countries remitted a revision of their historical catches:

Algeria. The revised Task I data reported by Algeria for the years 1991-1997 were not incorporated in the analyses since no scientific justification was provided during either the GFCM-ICCAT meeting or this meeting. The Group recommended that the 2002 SCRS make a decision on the acceptability of the data revision. In addition, the Group noted that the Algerian data from 1998 onwards were accepted since they were new data; however, this means that an inconsistency exists in the ICCAT database between the two time periods.

Libya. The revision of the Libyan catches from 1990 to 1996 was accepted, since the Libyan scientist attending the meeting provided the information requested by the Group. To ensure the quality of this revision, the Group recommended that the justification should be included in the national report of Libya and be submitted to the 2002 SCRS.

Malta. The historical revision of Maltese catches (SCRS/2002/096) had been accepted during the GFCM-ICCAT meeting held in April 2002 and it was so taken into account by the Group.

Alternative catch scenarios

The Group discussed various possible causes for misreporting of catches (including non-reporting of members and non-member countries). The Group recognized that the main reason of mis-reporting is likely to be the implementation of a quota for the East Atlantic and Mediterranean in 1996 and 1998. Basically, it was suspected that over-reporting occurred prior to 1996-1998, whereas under-reporting has mainly taken place since 1998. The Group recognized, however, that little quantitative information was available for it to precisely characterize and measure misreporting. However, the

Group had some qualitative information and semi-quantitative ones, such as the NEI-combined catches. Furthermore, the Group examined the historical trends in catches for different gears, i.e., purse seine (PS), longline (LL), handline (Hand), baitboat (BB), traps and others, finding that a strong increase was observed in the middle of the nineties for the three former gears (**Figure 5**). Following a rather extensive discussion about the possible magnitude of misreporting for different years and different gears, the Group decided to create an alternative catch scenario that would be as simple as possible, and yet capture the essential points discussed. The alternative catch scenario was based on 25% over-reporting for 1993-1997 and 25% under-reporting from 1998 onwards for the catches of PS, LL and Hand. The value of 25% was identified since it corresponds to the fact that the quota was firstly set as 75% of the reported catches for the years 1993 or 1994 (whichever was higher). The objective of this alternative scenario is not to represent “the truth,” but to examine the possible effects of a different catch scenario on the modeling outputs, since the Group believed that the TAC system has affected the reporting of catches. In **Figure 6** the two catch scenarios are shown. However since the calculations for this alternative catch scenario were done in the catch at age matrix, a resulting 15% in number of individuals was applied for over and under-reporting, with no changes in 2000 data.

Revision of catch at size

Because size data were not provided for all fleets, some substitutions had to be made. The Group revised thoroughly the substitutions for 1998 up to 2000, taking into account the similarity between gears, areas, and years. The revised table can be found attached as **Table 4**. The amount of substitutions increased considerably in the last years, reaching values of more than 66% for the Mediterranean catch. In 1998, 17,881 t out of 27,003 t have been reported without any size data. The Group only checked the substitutions for these last three years because of time constraints, but this should also be done for the entire period on which the analyses are done.

The Group recognized that such a high level of substitutions further increases the level of uncertainties in the catch data. The Group also noted that the substitution problem should not mask the fact that ICCAT has little information concerning the quality and quantity of the sample size data when it is submitted; in some cases high levels of extrapolation of sample size data can also occur.

Catch curves

Prior to any analyses, the Group examined the catch-at-age database (**Table 5**) to check whether the substitution induced any strange patterns and/or inconsistency with the task I data (**Figure 7**). In general the catch-at-age data were consistent with Task I (the difference due to the substitution being around 1% to 4%). Catch-at-age data only displayed two minor problems in 1971 and 1975 that have been finally solved. Some of these problems related to the ageing procedure that should also be checked in near future. An exceptional strong 1995 year-class was also observed in the CAA for the total East Atlantic and Mediterranean stock in the period from 1970 to 1995 (**Figure 8**).

4.4 Catch data - West

Reported catch

The 2000 and 2001 reported catches (including estimated discards) for the West Atlantic were 2,665 and 2,646 t, respectively. These catches are generally consistent with the average catches of about 2,500 t that have been reported since the mid-1980s. The Group further studied the catch table and introduced some modifications for western bluefin tuna, for which new data were available. These included revisions to the United States longline discard estimates for the period 1987-1999 to match the catch-at-size revisions submitted to the Secretariat. The Task I catch data, as reported in **Table 3** and **Figure 3**, were approved.

Unreported catch

During the 2000 bluefin tuna assessment, it was noted that 429 t of bluefin tuna caught by vessels flying the flag of Equatorial Guinea in 1999 had been exported to Japan, according to BTSD records provided by Japan. These origins of fish were taken from information filed in the BTSDs and hence they are not necessarily correct. By the same criterion, BTSD records provided by Japan identified 143 t of bluefin tuna caught by vessels flying the flag of Equatorial Guinea in 2000. It was noted that imported catches from Equatorial Guinea were only from the East Atlantic and Mediterranean Sea in the past few years, but in 1999, for the first time, they were from the West Atlantic in addition to the East Atlantic. In 1999, Equatorial Guinean catches were imported to Japan from Port of Spain, Trinidad & Tobago, and Las Palmas, Spain; similarly, in 2000, about 25% of the 143 t were landed in St. Pierre et Miquelon and the rest in Las Palmas. Although Port of Spain and St. Pierre et Miquelon are located in the West Atlantic, the Group was unable to confirm the origin of these catches. Therefore, these catches are included in the West Atlantic as NEI-81. Likewise, 127 and 49 t were tabled for Sierra Leone (NEI-40) for 2000 and 2001, respectively.

Catch-at-size (CAS) and catch-at-age (CAA)

The substitution scheme proposed by the Secretariat for western Atlantic bluefin tuna to update the CAS used at the 2000 assessment session, up to and including 2001 is detailed in SCRS/2002/101. For most of the fisheries, CAS data were provided by the national scientists for recent years. CAS data corresponding to the revised series of dead discards for the U.S. Atlantic longline fisheries were also provided by national scientists. Catches by UK-Bermuda, Brazil-Equatorial Guinea, Equatorial Guinea, and Mexico have no matching size data. As these catches were assumed to comprise mostly large fish, the Japanese and U.S. longline size data were used for size data substitution. In the case of Mexico, this is consistent with past practice. The same age slicing procedure used for several years was again employed to convert CAS to CAA. That procedure uses the growth curve from SCRS/93/52 and empirical modal separation for ages 1-3, where appropriate, were applied as in the past to convert the CAS to CAA. A summary of the results is shown in **Table 6** for the West Atlantic (Areas 1+2). Weights at age from the age-slicing for the West are shown in **Table 7**.

4.5 Mixing scenarios

In response to the Commission's request in 2001, the Group discussed the working hypothesis of the boundary of the western and eastern Atlantic bluefin stocks, currently set at 45°W. Three scenarios for boundaries, the bases for which are described in greater detail in Section 4.3, were defined using the areas defined in the Report of the ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (SCRS/2001/020). CAA was defined separately for Area 3 (**Table 8**), using the CAS for Japanese LL, which represents nearly all the catch in that area. The western stock age slicing procedures were applied to the CAS data. Likewise, CAA was defined separately for Area 4 (**Table 9**), using the CAS for Japanese LL and for Iceland and the Faroe Islands. It should be noted that the catch-at-size for Iceland and Faroe Islands are substituted with Japanese longline data. Although small amounts of Japanese LL catch occurred in Area 3 back to 1959, there was little tonnage and the CAA matrices for Areas 3 and 4 were developed only from 1985 onward.

5 Relative abundance indices

5.1 Relative abundance indices - East

Standardized CPUE

At the last meeting five CPUE series were used for the assessment of the eastern Atlantic and Mediterranean stock, of which only the Spanish trap and the Japanese long line indices were standardized. There was a substantial improvement in 2002 since all the nine CPUE series being

presented were standardized. Five indices related to the Spanish bait boat fishery in the Bay of Biscay, one to the Atlantic Spanish traps and the last three to the East Atlantic and Mediterranean Japanese and Chinese Taipei longline fisheries. It is worth noting that no fishery-independent CPUE index has been provided during this meeting, but two scientific surveys, i.e., the Balearic egg survey (SCRS/2002/041) and Gulf of Lions and Tyrrhenian Sea aerial surveys (SCRS/2002/085) have been initiated in 2000, so that fishery-independent indices of abundance may be provided in the near future. Furthermore, Document SCRS/2002/097 presented an historical revision of the catches of the Libyan trap fishery that took place within the COPEMED project. In the document, the interaction between purse seine fisheries and Libyan trap catches is highlighted. Document SCRS/2001/126 presented a standardized CPUE series of Tunisian trap fisheries. Further analyses were recommended in order to update and validate the series.

The Group reviewed the following abundance indices:

Baitboat index in the Bay of Biscay (SCRS/2001/132). Relative CPUE rates by age-class (1 to 5+) for bluefin tuna from 1975 to 2000 were estimated using generalized linear mixed models (GLMM). Age class was included as fixed factor within the model specifications. New catch and effort data on bluefin tuna from two sources were used in this study: catches by trip and catches from logbooks. Catches were modeled using the delta-lognormal model with interactions modeled as random effects. Overall, both year trends and coefficients of variation were similar from both datasets by age-class. In general, the standardization procedure showed that vessel characteristics and fishing related instrumentation (technological advances) have a relatively minor effect on the observed catch rates for bluefin tuna in this fishery. In the study period, four strong cohorts were detected with a periodicity of 5 to 6 years and which correspond to the cohorts of 1975, 1982, 1987 and 1994, the last of these standing out as an exceptionally large year class. It was also noted that the exceptional year class of 1994 was also observed in the whole eastern stock catch-at-age (see **Figure 8**). The Group recognized the effort made to standardize this index and accepted to include initially in the VPA tuning five ages: 1,2,3,4 and 5+ as 5, since older ages are scarcely represented in the catch of this fishery.

Spanish Traps in the Atlantic (SCRS/2002/109). This document updated the standardized index for traps using a GLM approach with a lognormal error assumption for the period from 1981 to 2000. The Group expressed some concerns about the residuals since a bimodal pattern was identified. It was suggested to further analyze the data by using a delta model. The requested analysis of daily catches using the delta model with a negative binomial error assumption was submitted as an appendix to document SCRS/2002/109. As residual patterns improved, the Group decided to use the index for tuning purposes for age 6+. On the other hand, the Group recommended carrying out the standardization of the index by ages.

Japanese Longline (SCRS/2002/103). The document provided CPUE series for various areas in the Atlantic (based on those agreed in the 2001 meeting on bluefin tuna mixing) standardized under GLMM with lognormal error assumption. Due to some residual patterns as well as the number of zero observations in the Central Atlantic index (Areas 3 and 4), the Group recommended reanalyzing the data following a delta model approach, which was added as an appendix to document SCRS/2002/103. As the residual pattern was much better, the Group decided to use these series for tuning the VPA for ages 8+. For consistency with previous assessments, the Gibraltar area and Mediterranean were combined into a single series. A total East Atlantic and Mediterranean (including the central Atlantic) index was also used in the present assessment since Japanese longline fishery in the central Atlantic (defined as eastern Atlantic) evolved as a stable fishery for a decade. Therefore, the total Atlantic and Mediterranean index was used for trial runs.

Chinese Taipei Longline CPUE series (SCRS/2002/102). This study estimated an abundance index in the eastern Atlantic and Mediterranean Sea from 1993 to 2001. A GLM model with a Log-normal error without random effects was assumed. The Group realized that this series consisted of heavily unbalanced data due to changes in the fishing area and month. It was recommended to review it by aggregating all the areas within one single Atlantic and one Mediterranean area, and only use the best

sample months within the sample period (April and May). The revised index was presented, but further analysis revealed some error in the catch data and it was decided not to use it in the VPA tuning. The Group suggested to review this series in order to be able to use it in future assessments and to investigate a joint analysis with the Japanese series for a combined index.

Regarding the French purse seine series used in previous assessments the Group realized that there was little written information on the standardization process made during the 1998 stock assessment session. A comparison between French purse seine in the Mediterranean and nominal and new standardized index for the Spanish bait boat in the Bay of Biscay was performed and large differences were found between series although these were not related to ageing but to the standardization. The comparison of nominal indices displayed more similarities than standardized ones. Due to the fact that no update was done because of the difficulty in characterizing changes in effective fishing effort for purse seiners, as well as the dissimilarities in trends with the Spanish bait boat index for the same ages, the Group decided not to use the French purse seine indices for tuning purposes.

In **Table 10**, the five indices used in the 1998 assessment and again in 2002 for the validation runs are displayed. In **Table 11** and **Figure 9**, the new (2002) and revised indices are shown.

5.2 Relative abundance indices - West

Information from all the catch rate data series used in the previous assessment of western Atlantic bluefin (Table 5 in the Report of the 2000 ICCAT SCRS Bluefin Tuna Stock Assessment Session, SCRS/2000/024) was updated, where possible, and available for the current assessment (**Table 12, Figure 10**). 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/2001/089). 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/2002/091). Another was based on catch rate data from the Canadian tended line fisheries for large fish in the Gulf of St. Lawrence, which was also updated to include additional information and standardized through a generalized linear model (SCRS/2002/081). An updated analysis from the U.S. long line fishery in the Gulf of Mexico (SCRS/2002/090) was also provided. Document SCRS/2002/103 updated catch rates from the Japanese longline fishery for 7 different combinations of data representing different combinations of the western, Central, and eastern Atlantic plus the Mediterranean.

Document SCRS/2002/103 presented results of various GLM analyses of the Japanese bluefin tuna catch rate time series. The work presented in this document was responsive to the 2002 Bluefin Tuna Work Plan (**Appendix 2**). These time series were modeled using generalized linear mixed models with random effects terms for year*area and year*month as well as year*area*month interactions, a procedure recommended in SCRS/1996/063 (Rev.) to take account of correlation between observations in catch rate time series. A constant (10% of the mean CPUE) was added to each CPUE cell to accommodate log transformation of the data for modeling.

The Group agreed to apply the same historic time-series in the present assessment. However, it was noted that application of a delta-lognormal approach to these data would be more consistent with the modeling used for the remaining time-series and it was recommended that this approach be investigated for the Japanese long line time-series for the next assessment.

The United States presented a fishery independent index based on a larval survey in the Gulf of Mexico during the spawning season (SCRS/2002/091), an index derived from longline catches from the Gulf of Mexico and nearby waters (SCRS/2002/090), and multiple indices from the rod and reel fishery off the northeast U.S. (SCRS/2002/089). 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.

The Group considered the utility of the larval index (SCRS/2002/091), particularly with respect to the high values at the beginning of the series. Information from other sources corroborates the higher index values at the beginning of the series and indicates that the abundance of larvae and juvenile bluefin in the Gulf of Mexico and the Florida Straits were considerably more abundant before 1977. This information includes data the 1960's and intermittent to present from collections of small fish and juvenile fish including juvenile bluefin tuna found in bird vomit obtained in connection with tern banding in the Dry Tortugas Islands, and earlier ichthyoplankton collections by Cuban scientists from 1973 through 1977. The information is summarized and references are found at SCRS/96/123.

At the 1996 Group meeting, for the U.S. rod and reel time series for small and large bluefin fish catch rates, the delta-lognormal approach was adopted as the standard for this assessment. This choice was guided by results of simulation studies previously provided to the Group which indicated that this approach showed superior performance relative to a number of other approaches tested for recovering known catch rate patterns in simulated data and since residual pattern examinations did not allow clear choice of the superior method of modeling. These procedures were used in the updated analyses of these data. Additionally, generalized linear mixed models of these data were employed to take account of correlation between observations in catch rate time series through inclusion of random effects terms involving year interactions. The fishery-based indices were developed with general linear modeling approaches. For each, the proportions positive were analyzed using a binomial error assumption, and lognormal or Poisson error assumptions were used for the positive catch rates. In addition, the fishery-based indices were analyzed using fixed effects models and using random effects models. In the small fish case, the analysis was constructed to control for potential regulatory effects by separating the time series pre- and post-1993. Additionally, size structure information for the later time series was available, and the recent time series was separated into components representing fish 66-114cm SFL (primarily fish aged 2 and 3) and 114-144 cm SFL (mainly fish aged 4 and 5).

Document SCRS/2002/89 also applied random effects generalized mixed models to the U.S. rod and reel large fish data series. As with the small fish series, an analysis was constructed to better control for regulatory effects by separating the time series pre- and post-1993. The 1998 Group recognized that the approach used in SCRS/2002/089 for analysis could provide a better way to control for regulatory effects, but found the assessment results somewhat sensitive to inclusion of a recent, short time (5 years) series and recommended use of a single time series for the 1998 West Atlantic stock assessment. The present analysis extended the recent times series to 9 years, and the Group considered a recommendation from SCRS/2002/089 that the U.S. rod and reel LG 1983-2001 index, which was used as a tuning index for bluefin tuna > 195 cm SFL in the previous assessment, be replaced with two series: 1) the LG 1983-1992, covering the same size range, and 2) the LGMD-LG 1993-2001 for bluefin tuna > 177 cm SFL. This recommendation came as a consequence of regulatory changes for the U.S. rod and reel fishery that combined the LGMD and LG categories, which were separate U.S. regulatory categories prior to 1992. The LG 1983-2001 index assumes that the regulatory changes since 1992 have had no effect. However, SCRS/2002/089 reports (based upon anecdotal reports from anglers and field scientists, as well as some examination of survey data) that these changes may have led to an alteration in how the bluefin size classes are perceived by the fishing community. Both large medium (LGMD 178-194 cm SFL) and large (LG > 195 cm SFL) are often jointly referred to as "giants," an apparent change from the years prior to 1992 when "giants" referred exclusively to bluefin tuna > 195 cm SFL. This suggests that there may be some mis-classification in reported size categories as well as in reported targeting, a situation which could introduce indeterminate bias into the LG 1983-2001 index.

An analysis of U.S. rod and reel survey data was conducted during the meeting, comparing catch rate information collected over the telephone (for which all size categorization is as reported by the anglers) during the period 2000-2001 to the regulatory database which should include measurements of all landed bluefin tuna > 177 cm SFL. Of 24 bluefin tuna reported as being in the LG category (> 195 cm SFL) in the telephone survey (from 22 trip interviews) which could be identified in the regulatory database, 17 were confirmed as LG according to the size information, but 7 had recorded

lengths throughout the LGMD range (178-194 cm SFL). This 29% mis-classification rate provides some support to arguments that the LG 1983-2001 index may be biased in years since 1993. Furthermore, an examination of dockside intercept survey data for 2000-2001 revealed that 32% of landed bluefin tuna reported as LG category were not measured by samplers (and may or may not have been seen by the samplers). This indicates that a large fraction of the dockside intercept catch rates are also based on size categorization as reported by the anglers. After discussion of the results of these analyses, the Group agreed to replace the LG 1983-2001 index with the LG 1983-1992 and the LGMD-LG 1993-2001 index in the Base Case.

Upon examination of the estimates of variability in the various U.S. rod and reel time-series, the Group decided to exclude the index of fish 144-177cm for the period 1993-2001 from the Base Case assessment because the estimated coefficients of variation were high (typically with values exceeding 2.0 - see **Table 12**). For continuity, the Group decided to construct a run of the VPA making use of the same catch rate time series as used in the Base Case assessment in 2000.

Updated standardized relative abundance indices were presented for Canadian bluefin tuna fisheries in the Gulf of St. Lawrence (1981-2001) and off Southwest Nova Scotia (1988-2001) based on data from commercial log records (SCRS/2002/081). Methods used were as in the 1998 Bluefin Tuna Stock Assessment. A delta lognormal-binomial model was used to standardize the Gulf of St. Lawrence series, which is characterized by high proportions of “0” catch trips and a Poisson loglinear model was used for the Southwest Nova Scotia data. In addition, alternate analyses (also presented in 2000) using step-wise regression to determine the most appropriate delta lognormal-binomial model specifications for standardizing CPUE series were presented and recommended for adoption for both series. CPUEs in the Gulf of St. Lawrence have increased since 1997 so that the 1999-2001 values are higher than all but two years since 1985. On the other hand, catch rates for the year 2000 in Southwest Nova Scotia were the lowest of the time series, with recent years generally similar to the mid- to late 1990s. In past assessments, a series of pre-specified factors were estimated for each year based on the ratio of the numbers at age from Canadian tended line catches for ages 13 and older fish (numbers at age for fish aged 13+14+15+16 and older) 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 2001, respectively are listed in **Table 13**. At the 1998 assessment, the Group agreed to use the standardized series for the southwest Nova Scotia fisheries in analysis. At the current assessment, the Group agreed to also use the updated standardized index in the assessment. In this assessment, partial catches from the tended line and harpoon fisheries were used in weighting the southwest Nova Scotia index (see **Table 13**).

The updated, standardized catch rates from the U.S. Gulf of Mexico longline index showed a similar pattern as in previous years. Document SCRS/2002/90 derived GLM-standardized indices of abundance for large (age 8+) bluefin tuna from the pelagic long line fishery in the Gulf of Mexico. This research updated the information used for this index in the previous assessment to account for additional data. The analysis employed random effect terms involving significant year interactions. As for several other series, the 1996 Group decided to adopt the delta-lognormal modeling approach for use in assessment analyses. The Group previously and again discussed the pattern resulting from this set of data, which indicated relatively higher catch rates in the early (1987-1991) part of the time series followed by lower catch rates (1992-2001). Although the pattern might be interpreted as resulting from regulatory changes in management of the U.S. long line fishery in the Gulf of Mexico which further restricted the allowable landing limits for bluefin tuna starting in 1992, the analysis conducted was based on catch rates of both landed and discarded fish and was structured to account for operational and gear characteristics provided in fishermen’s reports of daily catch and effort which were believed to relate to targeting effort. Although it cannot be demonstrated that the pattern in the catch rates is wholly due to changes in abundance (likely with noise), nor can it be demonstrated that the pattern resulted wholly from changes in regulations. The Group decided that the index would be used as a single time series in the Base Case assessment runs, applied to age 8+ fish.

For the current assessment (and the 2000 assessment), random effects were used to model the catch rate time series showing significant interactions involving the year term. Models were applied to updated data sets and some model error structure assumptions were changed. These data updates and error assumption changes resulted in some change in the estimated precision of the various indices.

In summary, the Group agreed, as it has previously in 1998 and in 2000, to apply 12 time series of catch rates in the VPA procedure to assess the status of the western Atlantic bluefin resource. In contrast to the 1998 and 2000 assessments, however, the Group decided to exclude the U.S. rod and reel time-series of fish 144-176cm due to the high variability estimated. The Group also decided to substitute the U.S. rod and reel >195cm time series with two CPUE series, separated in 1993, after which the index used was of fish >177cm. The Group agreed to evaluate the sensitivity of the VPA outcome to this decision by also conducting a Continuity run of the VPA by using the updated CPUE time series as used in 2000. In other words, an assessment run was made in which the updated versions of the same CPUE series used for the 2000 assessment were used for tuning; the purpose of examining this run was to assess the impact of the change to each CPUE series without this comparison being confounded by the impact of changes in the choice of CPUE series used in the assessment. This decision was based on the analysis conducted at the meeting (see above). The index series used are indicated in **Table 12**.

The indices included in the Base Case assessment represent different age ranges and different fisheries. Drawing inference by direct comparison of the indices absent of the information about the proportional contribution of each age class in the index and the selectivity characteristics of each fishery is difficult. The assessment procedure incorporates this information in estimation of stock size and fishing mortality rate estimates. Some of the indices used in the assessment represent information from relatively large geographic ranges, in pelagic zones (generally outside of various nations Exclusive Economic Zones), while others represent information from more restricted, coastal ranges (within various nations EEZs). Previous Groups have discussed the attributes of the coastal and pelagic indices for bluefin. The degree of which each of the different indices represents population-wide abundance trends, could not be determined by the Group. However, it was noted that to a large extent, both large and small bluefin are known to concentrate in coastal waters and can also be caught in pelagic zones, although the largest fish appear to be generally unavailable to fisheries operating in the pelagic zone.

Additional historical discussion material

This section has been included here for historical perspective, and should be considered in the context of new discussions (this report and SCRS/2001/020).

At the 1996 meeting, the Group discussed the value of incorporating more historical catch rate information into the stock assessment. Previous SCRS reports have also stressed the importance of incorporating information of this type into analyses to provide an improved basis for assessing more historical trends in spawning biomass and recruitment. It was then recommended that data from the Japanese long line fishery from fishing areas and time periods similar to that described in SCRS/1983/064 could be incorporated into the analysis. Information from these fisheries (off Brazil and off the U.S. east coast near Florida) was evaluated in SCRS/1998/085. At the 1996 meeting, summarized data (5x5 monthly catch and effort) were examined and the preliminary analyses conducted confirmed the general patterns in catch rates for the "western Large Fish" and "Tropical" regions reported in SCRS/1983/064. SCRS/1998/085 presented analyses of these data and contrasted the results against SCRS/1983/064. For the part of the time-series that overlapped, the results in SCRS/1998/085 were similar to those of SCRS/1983/064. However, SCRS/1998/095 found for the Brazilian fishery, that inclusion of earlier data (pre-1960) resulted in a pattern of increasing and then decreasing catch rates over time, which could have indicated a pattern of learning, changes in targeting, or of some localized abundance pattern. During that pre-1960 period, the Japanese longline fishery did not target bluefin. Additional analyses conducted at the 1998 bluefin meeting using random effects models to account for correlation between observations in the time series modified the results

from that presented in SCRS/1998/085. These comparisons and results of analysis were presented in SCRS/1998/022. The 1998 Group discussed the possibility that the patterns observed off Brazil may have related to only a portion of the resource and for this reason, might not be as reliable an indicator as other time series. It was noted that this feature is more or less common to all of the catch rate time series available for bluefin assessments. Previous Groups discussed the possibility that the catch rate pattern from off Brazil represented depletion of a separate stock of bluefin to levels that could not be replenished in the face of fishing pressure. It was noted that after the large catches from this region in the 1960's bluefin have been absent from this region. Under this hypothesis, the "Brazil stock" would be considered separate from the balance of the Atlantic and effectively extinct, thus neither catches nor catch rates from this fishery would be applicable to assessment analyses applied to the balance of the resource. On the other hand, it was proposed that the catch rate pattern could also be explained by considering the catch rate pattern to result from learning followed by a rapid decline in the abundance of the component of the resource in the region. The rate of decline could be related to reduced concentrations of bluefin in part due to movement from the region. To account for this possibility, and since linkages between the western Tropical fishing zone and the Brazilian zone are known from tagging, the Group decided to consider the historical catch rate patterns as an area-weighted average between the "western Tropical" and "Brazil" fishing areas for consideration in an Age-Structured Production Modeling approach. This information is not easily incorporated into the ADAPT assessment since reliable catch-at-age estimates for all fisheries components are not yet available for the period before 1970. The 1998 Group recommended that the sensitivity of the ASPM results to inclusion and exclusion of these historical time series in the modeling be evaluated. Based on the reported size distributions for the catches in SCRS/1998/85, age range assignments of 5+ were assumed for purposes of assessment analyses. The Group discussed the utility of making use of more historical information, especially regarding estimation of long-term productivity levels for bluefin. It was noted that previous analysis making use of age-structured production models and integrated statistical models with these data resulted in estimates of MSY and B_{MSY} substantially higher than analyses which make use of stock-recruit information only since the mid 1970s. For the current assessment, the Group decided to focus attention on various mixing model applications to the catch at age data since 1970, but acknowledged the need to update analyses of the total catch and effort data available.

One new relative abundance pattern for small fish (ages 1-3) was developed by the 1998 Group based on the analysis of tagging data from the western Atlantic in document SCRS/1998/065. Analysis of time at large information from tags indicated an F pattern on age 1-3 fish (which was estimated with relatively high precision: CV's below 0.2). The relative abundance pattern, taking catch of fish aged 1-3 into account for the period 1964-1981 was found to be insensitive to two levels of assumed M. This pattern suggests relatively higher age 1-3 abundance in the period preceding the ADAPT assessment. This feature is consistent with other analyses (*e.g.*, ASPM analyses previously employed by the Group and results of other modeling approaches which take more historical catch and effort information into account, see for instance SCRS/00/100, for results of the 'CATCHEM' algorithm) and implies both higher recruitments and spawning biomasses than in the period examined by ADAPT assessments. This feature of the data was believed by the Group to provide an improved basis for estimating long-term productivity reference levels (*e.g.*, MSY and B_{MSY}). The Group agreed to again apply this index to the updated assessment.

In 1998, the Group noted that an updated CPUE series, for large and medium-sized fish taken by a sub-set of commercial troller/hand line and harpoon boats operating off Cape Cod and in the Gulf of Maine was made available. It was noted that this index was available for the 1993 assessment but was not used "because of concerns about the representativeness (sic) of the sample, because of the short time series and because that data (1988-93) could, in principle, be included in the <longer> us rod and reel large fish CPUE series (1983-93)." For the 1998 assessment, document SCRS/1998/073 provided updated analysis of the available information for a selected set of commercial troller/hand line and harpoon boats operating in the Gulf of Maine. The harpoon catch rate time series was quite similar in pattern to that for southwest Nova Scotia fish in document SCRS/1998/42. As the time-series was not used in the 1998 assessment, it was not updated for the present assessment. In 1998, the commercial

troller/hand line and the information from tournaments in Massachusetts (SCRS/1998/071) showed similar levels (although with noise) to the U.S. rod and reel index information. As the time series in SCRS/1998/073 and SCRS/1998/071 were of shorter duration and not fully analyzed for the effects on the catch rates thought not to relate to fish abundance, and represented information for age ranges and fisheries already included in other standardized time series in the analysis, the Group decided not to include them in the base assessment in 1998. This time series was not updated for the present assessment.

5.3 Relative abundance indices - mixing scenarios

The Japanese longline data were analyzed to see if there is any tendency or linkage of the abundance trend in the central Atlantic with other areas. The available catch and effort observations (**Table 14**) indicated similar patterns in percentage of zero-catch observations. The Group was advised that Area 3 was initially exploited during the end of calendar year to the beginning the year, and then Area 4 started to be fished between August and November. Higher fishing effort was exerted in Area 4 since 1994.

The combined index for Areas 3 and 4 was similar to those including Area 2 (SCRS/2002/103), however, the separate indices developed for Areas 3 and 4 did not show such coherence (**Figures 11 and 12**). The estimated confidence limits were very wide for 1996 for Area 3 and all years for Area 4 compared to the combined index. The reasons for these differences were discussed briefly. Short time series and relatively fewer zero-catch observations in 1996 were suggested as possible causes, but the Group was not completely convinced. Because the residual distribution was not satisfactory for a lognormal model, a different model (delta-lognormal model) was also applied to the same data set, but the results were similar.

Given these results, the Group decided not to use any index from the central Atlantic alone (e.g., Area 3 and/or Area 4) but to adopt the indices from Areas 23 and 24 in investigating mixing scenarios.

6 Methods and other data relevant to the assessment

6.1 Methods - East

The Group discussed the different runs that could be performed and specified the methodological approaches and input parameters for each of the runs selected. Taking into consideration the low quality of the Task 1 and Task 2 data the Group decided that there were no strong arguments to support the adoption of any of the runs as the Base Case and therefore, no Base Case was defined.

For the same reason the Group adopted a pragmatic approach when conducting the analysis. The Group used an *ad hoc* stepwise procedure changing data and modeling assumptions step by step to test the sensitivity of the results to the various options. Therefore, discussion on modeling assumptions mainly took place after the analysis.

Possible methods for the weighting of the relative abundance indices were considered and questions raised about whether weighing methods that were not included in the catalogued software could be used for the assessment. In this context, the deviance scaling weighting method was considered and the additional calculations that were needed to apply this method were discussed (see **Appendix 5**). The Group decided that the adoption of such a method was not necessary for the assessment of the status of the eastern stock. Two weighting methods were chosen for the assessment; equal weighting and inverse-CV weighting. The inverse CV weighting method was chosen because the 1998 assessment was conducted using this method. The Group also decided to repeat the calculations using equal weighting to test the sensitivity of the assessment results to the form of the weighting method adopted.

The catalogued version of the VPA-2BOX model (Porch, 2002, available from <http://www.iccat.es>) was used for the assessment. Since the software was an updated version of the software used for the 1998 assessment, the Group decided to conduct validation runs to test that the 2002 and the 1998 results were consistent. Additional runs were performed to explore the sensitivity of the assessment results to changes in the specifications, CPUE series and catch scenarios used for the validation runs. A summary of the specifications for each of the runs can be found in **Table 15**. A brief descriptions of the runs is given below:

Validation run 1: Comparison to the 1998 assessment: The same specifications as in the 1998 assessment were used to test whether the results with the new software would be the same as the results of the 1998 assessment.

Validation run 2: New set of catch data (1970 - 1997). The catch-at-age matrix for years 1970-1997 was updated to account for changes in the reported landings that occurred since 1998. The calculations were repeated with the new catch-at-age matrix and the results were compared to the results of validation run 1 to determine whether the updated catch data affected the results of the assessment considerably.

Validation run 3: New set of catch data (1970 – 1997) and new CPUEs. The new catch-at-age matrix for the years 1970-1997 was used. The set of CPUE series that was used in the 1998 assessment was replaced by a new set. The new set included only those series that had been used in the 1998 assessment and updated since then. The purpose of this run was to investigate the effects of the updated series on the results of the assessment.

Trial 1: New set of catch data (1970 – 1997) and complete set of CPUEs (up to 1997). The specifications for this run were the same as validation run 1, except for the set of CPUE series that was used. All the CPUE series that were chosen for the assessment (see section 5.1) were used for this run to evaluate the changes in the results of the 1998 assessment due to the addition of the new CPUE series.

Trial 2: New set of catch data (1970 – 2000) and complete set of CPUEs. The complete set of catch data, which included information for landings up to year 2000, together with the complete set of CPUE series were used. The assumptions for the terminal F and the terminal year selectivity were modified since the new set of CPUE series represented a different group of age classes from the group represented by the old set.

Trial 3: Equal weighting. The same specifications as for Trial 2, except that the equal weighting method was applied instead of the inverse CV weighting method to evaluate the sensitivity of the results to the different weighting methods.

Trial 4: Lack-of-fit exclusion², step1. In the first step, Trial 2 was rerun without the CPUE series for Spanish baitboat for fish of age 1 which presented the greatest variability. The number of age-classes for which terminal F was estimated was reduced by one.

Trial 5: Lack-of-fit exclusion², step, Trial 2. In the second step the Trial 2 was rerun without the CPUE series for the Spanish baitboat for fish of ages 1, 4 and 5. The terminal F was estimated only for the age classes for which CPUE series were available. All the trials that followed were performed using the same CPUE series as in this trial (Spanish trap (age 6+), Spanish baitboat (age 2), Spanish baitboat (age 3) and Japanese longline for East Atlantic and Mediterranean (age 8+)).

² The CPUE series for the Spanish baitboat for fish of age 1, 4 and 5 were indicative of appreciable lack-of-fit and therefore the Trial 2 was rerun without some of these series. The exclusion of these series was conducted in Trials 4 and 5.

Trial 6: Sub-set of CPUEs and equal weighting. The same specifications as for Trial 5, except that equal weighting was used instead of inverse weighting to test the sensitivity of the results to the choice of the weighting method.

Trial 7: Effect of outliers. The same specifications as for Trial 5, but without the 1995 year-class from the CPUE series for the Spanish baitboat. The results were compared to the results from Trial 5 to evaluate the effects of possible outliers. The exclusion of the 1995 year-class did not affect the results considerably and, therefore, the Group decided not to exclude this year class from the two series.

Trial 8: Alternative catch. The same specifications as for Trial 5, but the alternative catch scenario was used (see section 4.1) to investigate whether the assessment results were sensitive to changes in the reported catch.

Trial 9: Constraint on the selectivity change. The Group discussed possible changes in the vulnerability over the years due to the expansion of the fishery. The same specifications as in Trial 5 were used for this run except that a constraint was imposed on the changes in the vulnerability on ages 1 to 9 over the last 5 years. This was done to evaluate the effects of a shift in the age classes that fishery targets on the results of the assessment.

Trial 10: Constraint on the variability of recruitment. The same specifications as for Trial 5, except that an extra factor was added to the likelihood function to constrain the variability in the values of recruitment over the last 5 years. This was done in an attempt to reduce the observed retrospective patterns and test the changes in the results due to it.

Trial 11: Combination of Trials 9 and 10. The same specifications as for Trials 9 and 10 were used to investigate the effects of the combination of the constraints on recent recruitment and vulnerability used in Trials 9 and 10 on the assessment results.

Trial 12: Time dependent vulnerability and alternative catch scenario. The same specifications as in Trial 9 except, that the alternative catch scenario (see section 4.1) was used to investigate whether a change in the vulnerability would have different effects on the assessment results when the alternative catch data were used.

6.2 Methods - West

ADAPT-VPA applied to the West Atlantic

The Appendix to SCRS/2002/086 specified the various options selected for the 2000 West Atlantic bluefin tuna assessment (more detail was included in SCRS/2002/086 than in the 2000 Detailed Report). The meeting considered each of these in turn, for the most part deciding to proceed as in 2000. The choices made are listed in detail in **Appendix 5**. In particular, the fitting of stock-recruitment relationships was kept separate from the fitting process used for the assessment, as in 2000.

One matter that was re-opened for substantive reconsideration was that of the weighting of the abundance series input to the fitting procedure for the assessment model. The 2000 meeting had adopted an equal weighting approach. An important reason contributing to that decision had been the apparently small change in the value of the model selection criterion AIC_C ³ for any of the other approaches then considered. However, computations conducted subsequent to the 2000 meeting (SCRS/2000/033(rev)) indicated that those AIC_C values had been mis-computed, and that they had

³ AIC is a model selection criterion that combines a measure of lack of goodness of fit of the model to the data with a penalty for the number of parameters estimated in the fit (to guard against over-fitting). AIC_C is a variant of AIC that is intended to correct for small sample size. The best model is that with the lowest AIC value. In general, a difference in AIC larger than about 2 suggests strongly that the model with the lower AIC should definitely be preferred.

actually indicated a strong preference for one of the additional variance (see **Appendix 5**) weighting options. The meeting therefore proceeded to consider possible alternative options to the equal weighting approach.

The Base Case assessment was rerun for three such options: a common additional variance estimated for all abundance indices, an additional variance estimated for each such series separately, and a “deviance scaling” approach (see **Appendix 5**). This last approach is a variant of equal weighting that rescales all the input variances for a particular series by a common multiplicative factor. This factor is computed so that the average squared CV for each series is the same (i.e., it essentially attributes equal weighting to each series, but retains information on the differing precisions of different index values within the same series). Options for estimating additional variances for some, but not all series were also investigated, but performed worse than those above in terms of the AIC_C criterion.

Of the options considered, the AIC_C statistic indicated equal weighting to be the preferred option (further details are provided in the Results section). Noting that AIC_C is a commonly used basis for model selection, and that there was no other strong reason to modify the 2000 meeting’s decision to adopt the equal weighting approach, the meeting agreed to use equal weighting for the 2002 Base Case assessment.

During these discussions, it was noted that the manner in which AIC had been defined for VPA-2BOX led to comparability problems. The Recommendations section details suggestions for possible consequential modifications to this software.

While AIC provides a basis to select among models, it remains important to also consider diagnostic statistics to check whether the selected model provides an adequate fit to the data. One such statistic is the deviance (termed “Chi-squared discrepancy” in VPA-2BOX). This was discussed at length, and clarifications on its calculation and interpretation are provided in **Appendix 6**.

Sensitivity runs for the West Atlantic

- 1) Continuity run: For closer comparison with the results from the 2000 assessment, a run was specified which used exactly the same abundance indices selected in 2000 (but now extended by two years where pertinent).
- 2) Reduction index run: The CAN-SWNS and U.S.-GOM-LL indices were indicative of appreciable lack-of-fit (systematic trends in residuals) for the Base Case assessment. The Base Case assessment was therefore rerun without these two series.
- 3) Random-walk run: Given the limited basis for the Base Case specification of the post-1981 F_{10+}/F_9 ratio, the associated penalty function in the log-likelihood was substituted by the appropriate term for a random walk (with $CV = 0.2$) for this ratio after 1981.
- 4) Bootstraps: The parametric bootstrap approach was retained for the Base Case for consistency with previous assessments, but a non-parametric alternative was run to assess whether much difference would result.

Other methods

In some previous meetings, other modeling approaches had also been used to assess the West Atlantic bluefin resource. These included age-aggregated production models (Prager, 1994), and ones incorporating age-structure data (CATCH-EM (SCRS/00/100); ASPM (SCRS/96/130)). An advantage of these methods is that they can take account of catches made in earlier years of the fishery for which the catch-at-age information, if any, has limited reliability, and are therefore able to provide improved information on MSY and B_{MSY} . However, some of these approaches can introduce problems for

projections through failing to take account of recruitment fluctuations (particularly recent good or poor year-classes). It was decided not to proceed further with any of these approaches for this meeting.

Extensions to the West Atlantic assessment

To consider the implications of bluefin in the Central Area belonging to the western stock, the meeting 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 2**) were treated as coming entirely from the western stock, and accordingly aged by means of the slicing procedure for bluefin in the west. For this rerun, the Japanese standardized LL Northwest Atlantic CPUE series was replaced by one evaluated with the inclusion bluefin caught in Area 3.

The Group also decided to conduct a similar assessment extended to include Area 4 catches (and so incorporating the fishery to the south of Iceland), with a similarly adapted Japanese LL Northwest Atlantic CPUE series.

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. The meeting considered that on this basis, the extension to include Area 4 was less plausible than that to include Area 3. It reasoned that while the flow of the Gulf Stream suggested that bluefin found in Areas 3 and 4 would be related, comparisons of CPUE trends in the different Areas provided no clear indication one way or the other, and that the low number of electronic tags recovered in Area 4 suggested a rather low level of connection between this Area and the American east coast. However, data to support or reject this decision are limited and the Group encouraged additional biological studies to clarify Atlantic bluefin movements.

The Central Atlantic in isolation

The meeting agreed that there was insufficient information (in particular because of the short period for which the fishery had been active) to conduct a full age-based assessment for the Central Atlantic treated as a separate unit. Instead, the decision was made to carry out a qualitative assessment only, by considering trends with time in standardized CPUE and in catch length frequency distributions, to check for indications of decreasing abundance and increasing fishing mortality.

Stock overlap models

As a sensitivity analysis, several 2-box VPA models were run with varying levels of migration of eastern origin fish to the west and western origin fish to the east. The boundary between the two areas was assumed to be 45°W. The data used for the east box were the same as the eastern run with nominal catches. The data used for the western box were the same as for the West Atlantic area Base Case, except that the data from year 2001 were removed to make the final years for which data are available for the eastern and western areas the same. Note that fish caught in the East Atlantic (i.e., in the eastern management area) were assigned to age categories according to the eastern growth curve, while fish caught in the West Atlantic (i.e., in the western management area) were assigned to age categories according to the western growth curve. Thus, under a mixing hypothesis, some fish are incorrectly aged.

The specifications of the 2-box model were the same as the western Base Case and the eastern nominal catch case, with the following exceptions. Equal weighting of CPUE data points was used for both east and west, consistent with the West Atlantic Base Case, because it was not possible to use a different method in each box. The terminal year estimated parameter was defined as F instead of N for both boxes, consistent with the eastern nominal catch case. Migration was assumed to follow the overlap model, meaning that fish return to their natal area to spawn, and a specified percentage of the fish from each stock are in the other area each year. In the following, $\tilde{T}_e$ is the percentage of fish of

eastern origin in the western management area, and $\tilde{T}_w$ is the percentage of fish of western origin in the eastern management area.

The runs considered were:

- (0) No migration ($\tilde{T}_e = \tilde{T}_w = 0$)
- (1) $\tilde{T}_e = 5\%$ $\tilde{T}_w = 5\%$
- (2) Overlap percentages increase logistically with age.

Age	$\tilde{T}_e$	$\tilde{T}_w$
1	0.002	0.002
2	0.005	0.005
3	0.012	0.012
4	0.027	0.027
5	0.050	0.050
6	0.073	0.073
7	0.088	0.088
8	0.095	0.095
9	0.098	0.098
10	0.099	0.099

- (3) $\tilde{T}_e = 5\%$, $\tilde{T}_w = 10\%$
- (4) $\tilde{T}_e = 5\%$, $\tilde{T}_w = 30\%$.

These runs were intended to cover a variety of mixing scenarios that have some biological plausibility. However, the overlap percentages were not estimated from data. These models are not intended to replace the western and eastern assessments.

It was not possible to run projections with the 2-box model at the meeting.

7 Stock status results

7.1 Stock status - East

As mentioned in Section 6.2, different exploratory runs (Trials) were performed in order to investigate the sensitivity of the results to various choices about the data to use and modeling options. In the summary of the results, below, the outputs from three Trials are presented. While the Group agreed that the results of these three Trials were superior to those for the other Trials, the Group had no basis to assign preference to any one of the sets of outputs. Therefore, no “Base Case” run was defined.

Validation runs: Validation run #1 confirmed that the VPA-2BOX software used gave the same results that were obtained in 1998 when using the same data. When an updated catch matrix was used (Validation run #2), the results obtained were very similar to the 1998 assessment (**Figure 13**). When both a new catch matrix and the new set of indices available at the 2002 meeting were used (Trial 2), the results differed from the 1998 assessment in the most recent years as both recruitment and SSB estimates were higher (**Figure 13**).

Choice of CPUE series: Limited comparisons were made to assess the impact of different choices for the CPUE indices included in the model. A comparison of Trials 2 and 5 shows less fluctuation in recruitment estimates for recent years when the Spanish BB index for ages 1, 4 and 5 were not included in the VPA because of lack of fit (**Figure 14**).

Choice of index weighting: A comparison of Trials 5 and 6 shows that using the choice of index weighting (inverse variance or equal weights) had little impact on the assessment results (**Figure 14**). A comparison of Trials 2 and 3, not shown here, also gave similar results.

Choice of catch matrix: A comparison of Trials 6 and 8 shows that using the alternative catch matrix (with over- and under-reporting) had little impact on the overall assessment results (**Figure 14**). However, the alternative catch matrix resulted in a different selectivity pattern for the recent time period.

Constraints on selectivity changes: Constraints on the amount of variation allowed for selectivity at age in the recent time period had a bigger impact. When “shrinking” was used to penalize large variations (Trial 9 compared to Trial 5), estimates of SSB in recent years changed considerably, as did the estimate of the large 1994 year-class (**Figure 14**).

Assumptions about F-ratios: The Group tried several alternatives to estimate the F-ratios over time. The results of these tests, not shown in this report, suggest that the data are not sufficiently informative for estimating F-ratios, and thus the ratios were fixed at 1.0 for all Trials. The same conclusion was reached in the 1998 assessment.

Retrospective analyses: Retrospective analyses were performed on several Trials by removing one year at a time and refitting the model with the same set of assumptions. All Trials that were examined showed severe retrospective patterns, especially for the older age classes. **Figure 15** shows the patterns in SSB estimates obtained for Trials 5, 9 and 12. Retrospective patterns for Trials 2 and 3, not shown here, were even more severe. A retrospective “adjustment” was made for these Trials as follows: first, a vector of F at age was computed from the median F at age for the period 1996-1999; then, a VPA without tuning was performed conditional on this F vector and the catch-at-age matrix. The adjusted SSBs are also shown in **Figure 15**.

Summary of the results

None of the Trials performed particularly well, although some fits were superior to others. The results of Trials 5, 9 and 12 are presented here as being representative of the range of the “better” results obtained by the Group. While these three sets of outputs were deemed to be superior to other results (e.g., Trials 1, 2 and 3), the Group had no basis to discriminate between them. **Figure 16** shows the fits to the CPUE series used in Trials 5, 9 and 12. One of the main differences observed was that Trial 5 fit the strong signal related the 1994 year-class more closely than did Trials 9 or 12. In general, however, all of the fits showed undesirable patterns in residuals.

Figure 17 summarizes the results for Trials 5, 9 and 12 in terms of stock size and fishing mortality for small and large fish; **Figure 15** provides the results for these three Trials in terms of SSB, and **Tables 16** and **17** provide the estimated stock size and fishing mortality matrices. In all cases, the results are given with and without the retrospective pattern adjustment explained above.

These assessment results show trends that are similar to those estimated in 1998. However, the new results are more optimistic in terms of current depletion: The ratio SSB_{1997}/SSB_{1970} estimated in 1998 was 0.19, while the ratio SSB_{2000}/SSB_{1970} estimated in Trials 5, 9 and 12 was 0.86. The present assessment indicates that fishing mortality on older fish increased considerably after 1993 and that the number of older fish has been decreasing. However, the level of recruitment appears to continue to be high.

Overall, it appears that the eastern stock assessment is largely driven by the available CPUE indices and by modeling assumptions. On the basis of the CPUE indices alone, one would obtain similar conclusions about stock status as stated above: If the standardized CPUE Spanish baitboat tracks the abundance of small fish for the entire eastern stock, visual examination of the CPUE series

suggests that recruitment is variable without an obvious trend. Also, if the Japanese longline CPUE tracks large fish abundance for the entire eastern stock, visual examination of the index would suggest a decline in the abundance of 8+ fish between 1975 and the early 1990s, followed by a more stable period. The Spanish trap CPUE index suggests no clear unidirectional change in the abundance of 6+ bluefin. Thus, it should be borne in mind that the conclusions of this assessment exercise are constrained by the available CPUE indices. The conclusions about the relatively stable (but variable) recruitment and about the recent trends in spawning biomass are largely dependent on the suitability of these fishery-dependent indices as measures of overall abundance.

7.2 Stock status - West

Runs have been made for Continuity, Base, F-Ratio, Variance Weighting and Stock Definition variations. Unless otherwise specified, results will refer to the Base Case.

Diagnostics

Statistical. **Table 18** provides a summary of the AIC, AIC_C , and p-values for the Chi-square discrepancy statistics for the four alternative weighting methods. The AIC and AIC_C gave similar differences among the different weighting methods. Thus only the AIC_C values will be mentioned here. The equal weighting method had the lowest AIC_C of 13.43. The additional single variance method had the next lowest AIC_C of 15.85. Deviance scaling gave a value of 20.05 and additional variance by series gave 28.82. These results suggest that the equal weighting model should be chosen as the Base Case.

The p-values from the Chi-square discrepancy test for each of the weighting methods are all intermediate ranging between 0.19 for equal weighting and 0.41 for additional variance by series. It is thus not possible to reject the null hypothesis that the CPUE data are under-dispersed or over-dispersed relative to the lognormal likelihood function that is applied in the various weighting methods. Chi-square discrepancy values are also shown for each weighting method and CPUE series (**Table 18**). P-values for individual CPUE series cannot be calculated due to insufficient degrees of freedom per series. It can be seen, however, that for some CPUE series, the chi-square discrepancy varies considerably among the weighting methods and, as expected, tends to be lower for the additional variance by series where the most parameters are estimated. This indicates that the different weighting methods will tend to weight the different CPUE series differently.

With regards to the two alternative additional variance methods, a likelihood ratio test was also carried out to evaluate the null hypothesis that a single additional single variance term resulted in a satisfactory fit of the model to the data and that including an additional variance term for each series did not significantly improve the fit of the model to the data. The test statistic of 17.54 (-2 (LogL from simple model – LogL from complex model) was less than the critical value Chi-Square = 19.68 ($\alpha = 5\%$, $df = 11$). Therefore, of the two additional variance models, the single additional variance model is more appropriate. However, neither was chosen for the Base Case.

Figure 18 shows plots of the CPUE indices for each CPUE series together with the model-predicted CPUE under the Base Case model (equal weighting). **Figure 18** also shows summaries of time trends in SSB estimates, recruitment, F_{10+}/F_9 ratios and other quantities, plots of partial autocorrelation coefficients, plots of observed versus predicted CPUE, and histograms of the natural logarithm of the residuals. Significant ($\alpha = 0.05$) positive autocorrelation at a partial ACF of 1 year was found for the CAN GSL, JLL NW ATL, Larval, US RR < 145, and US RR > 195 series. Despite the positive autocorrelation in these time series, the overall trends appeared to correspond with model predicted trends. In total, about eight of the twelve CPUE series suggest trends corresponding with the model predicted trends (**Figure 18**). These include the CAN GSL, JLL NW ATL, Larval, US RR < 145, US RR 66-114, US RR 115-144, Tagging, and US RR > 195.

Of the contemporary CPUE series, the CAN SWNS and US LL GOM CPUE series showed the most pronounced mismatches with model predictions (**Figure 18**). There are several large positive residuals near to the beginning of each time series. The plots of observed versus predicted CPUE for these series (**Figure 18**) also showed poor statistical behavior, with very small ranges of predicted values and much larger ranges of observed values (**Figure 18**). As a result of the perceived systematic trends in the residuals, a sensitivity run was conducted (see further below) to evaluate the sensitivity of the stock assessment results to leaving these CPUE time series out.

For most CPUE series, the histograms of the natural logarithm of CPUE residuals were too sparse to visually detect non-normal distributions (**Figure 18**). **Figure 18** also shows a histogram of the natural logarithm of the residuals from all of the series and a q-q plot of standardized residuals versus quantiles of the standard normal distribution. The presumption of a lognormal distribution of the CPUE data could not be rejected based on a visual inspection of these plots.

Distributions for the estimates of age 10+ fish in 1970 (the oldest ‘cohort’ estimated) and age 4 in 2001 (the youngest cohort estimated) from 500 parametric bootstrap replicates are shown in **Figure 19**. The median for each and the point estimate are also shown. The estimation of bias, point estimate minus median (Efron 1982), is shown - it is less than 2 % for the 1997 year-class but about 16% for 10+ numbers in 1970. Effort and Tibshirani (1993) suggest that the bias may be safely ignored if it is less than 25% of the standard error. The 1997 estimate does not exceed this threshold (< 8% of standard error) while the 1970 10+ does (40% of standard error) The distributions are consistent with the error bars shown in (**Figure 20**).

Retrospective

Two types of retrospective analyses were completed. In the first case, the most recent inputs of catch and abundance indices were sequentially deleted from the Base Case analysis, and the model rerun. This is the most common approach to retrospective analyses of VPA results. The recruits are relatively insensitive to the retrospective removal of data. The SSB are more sensitive and show no convergence back in time; the longer data series giving higher biomass. Similarly, the longer series give lower estimates of F_{8+} . There is some indication (**Figure 21**) that recent downward trends estimated in SSBs become less appreciable as more data become available; this is similar to what was apparent in earlier assessments (SCRS/94/124).

A second approach took the results from the two previous assessments (1998, 2000) for both stock estimation and projection (at 2500 t) and compares them to the current Base Case up to 2005. **Figure 22** shows the SSB/SSB₇₅ tracks well from 1970-2001, Projections from the 1998 assessment were lower than the 2000 assessment compared with the current Base Case. Retrospective patterns for age 1 are compared for assessments 1994, 1996, 1998, 2000 and 2002. **Figure 23** is the traditional display and shows there is some tendency to over estimate from the shorter time series. **Figure 24** shows the same data but in this case estimates of year class strength (recruits at age 1) are joined. In recent assessments, 1998 to present, there has been a retrospective pattern in the 1992-1995 year classes that decrease in subsequent assessments.

The retrospective effect on estimates of recruitment from the traditional analyses described in the first paragraph of this section is much smaller than that noted in the sequence of assessments retrospective analysis. This is mainly attributable to changes in data, principally re-estimation of CPUEs and corrections to catch, in subsequent assessments. A direct comparison of SSB retrospective patterns cannot be made between the consistent retrospective analysis and the retrospective comparison of assessments. This is because the latter are relative indices, SSB/SSB₇₅. However, it is apparent that most of the pattern is due to the F-ratio response to the shorter data sets.

Sensitivity Runs

Comparisons between the Base Case and the Continuity Run, the Reduced Index Run and the F-Ratio Run. **Figure 25** (also see **Tables 19** and **20**) compares the recruits (Age 1), SSB and F_{8+} for the Base Case, Continuity, Reduced Index and Random-walk F-ratio runs. The recruitment estimates were quite similar among all four runs. The time-trajectories of SSB and F_{8+} were similar (though more pessimistic in recent years) for the Base Case compared to the Continuity and Reduced Index, but quite different for the Random-walk F-ratio run. **Figure 26** shows the F-ratios for these runs and the difference is clearly due to this parameter. When the constrained recent period is allowed to follow a random walk from 1982 on it fell to about half the constrained solution. The period 1974-1982 is estimated as a block and it falls to the level of the random walk. A slight downward trend is seen in the random walk period. The Group noted that this feature of the assessment is one that has been previously observed and studied. The result of allowing the estimation of the F-ratio to be less constrained (albeit with a random walk constraint) produces quite low estimates of the F-ratio which, in turn, estimates large amounts of cryptic biomass (the fraction of the stock that is unavailable to the fisheries), a feature thought to be biologically unrealistic. The Group concluded that the available data are relatively uninformative with respect to estimation of F-ratios

Comparisons between assessment units definitions (1+2 vs. 1+2+3 – see **Figure 2**) are in **Figures 27** and **28**. As expected the addition of more catch in recent years increased the estimates of recruits and increased the F_8 . Somewhat paradoxically, in the earlier years, the addition of more catch resulted in lower estimated SSB and then matched with the Base Case. The cause of this is examined in **Figure 28** in which the F-ratio was constrained to the Base Case. In this case, the added catch from Area 3 leads to higher estimates of SSB in all years. When the F-ratio is allowed to respond to the data, it moves the reconstructed stock to one having a smaller, more productive SSB.

When Area 4 is added to 1, 2 and 3, (**Figure 29**) again the Recruitment and F_{8+} increase as expected. The SSB response to the additional catch it is always higher than 1+2 but falls beneath 1+2+3 in the earlier years.

Figure 30 shows the model fits of the CPUE series for each of the four weighting methods. There were only minor differences in the trends predicted by the different weighting methods. Differences in the predicted series were largest after the mid-80s and more so after the mid 1990s. There did not appear to be any strongly consistent differences in estimated trends between the different weighting methods, although the additional variance by series method tended to predict slightly larger values and more optimistic trends, for example in the US RR 66-114, US RR 115-144, US RR >195, and JLL NW ATL series.

Figure 31 shows the annual recruitment, SSB, and F_{8+} estimates for four alternative weighting methods. The recruitment estimates are very similar between the methods but diverge slightly after the mid 1990s. The SSB estimates differ the most at the start of the time-series with the highest estimate about 30% higher than the lowest. After about 1980, the SSB estimates become very similar. The F_{8+} estimates are very similar over the time series but diverge in the late 1990s. The Base Case results were intermediate for each of these three estimates. The additional variance by series method indicates the highest recruits near the end of the series, the least depletion in SSB, and the lowest estimate of F_{8+} at the end of the time series. The deviance scaling method in contrast indicates the lowest recruitments at the end of the time series, the largest depletion in SSB and highest F_{8+} at the end of the time series.

Results

Assessment Results for Base Case. **Table 19** lists in detail the Base Case outputs. These include the matrix of estimated fishing mortality rates, abundance at age, stock and recruitment. The new stock assessment gives results on stock status similar to the 2000 stock assessment. Recent (1995-1998) estimated recruitment levels are higher than estimated on average during the previous 1½ decades. The most recent estimated recruitment (1998) is 151,000, the highest over this period at about 220% of the

average taken between 1980 and 1994. However, this most recent estimate of recruitment is also the least certain. The large estimated recruitment in 1995 obtained in the 2000 assessment, however, still remains high at 144,000.

Estimated SSB has shown a decreasing trend since 1997. Estimated SSB in 2001 is 5024 t, which is 57% of the 1997 level and 13% of the 1995 level. Estimated fishing mortality rate on the 8+ group in 2001 is 0.41 is the highest since 1970.

The perception of stock status is as it has been over the last few years, i.e., recruitment has remained low since 1977 but has increased considerably since 1995 and that SSB has declined since the early 1970s. Estimates of current status relative to MSY-based reference levels are indicative of an over-fished resource, especially under the high recruitment scenario (section 8.1).

7.3 Mixing models

The 2-box model run with no mixing (Run 0, **Figures 32 and 33, Table 21**) was very similar to the single stock assessments for the eastern and western stocks (sections 7.1 and 7.2), confirming that the 2-box model was appropriately specified. According to the AIC, the no-mixing model fit the CPUE data better than any of the mixing models (**Table 21**), but the computation of AIC takes no account of information from tagging studies. Of the mixing models, the one with increasing $\tilde{T}_e$ and $\tilde{T}_w$ with age, best fit the data. The total recruitment of both stocks was similar under all mixing models (**Figure 32e**), although the mixing models estimated more total spawning stock biomass early in the time series (**Figure 32f**).

None of the mixing scenarios (Runs 1-4, **Figures 32-35 and Table 21**) varied substantially from the no-mixing case for the East Atlantic stock, except that the spawning stock biomass in the last three years was slightly lower with more migration.

All of the mixing scenarios estimated higher spawning stock biomass in the western stock and also a smaller proportional decrease between 1970 and 2000, relative to the no-mixing run. The runs with $\tilde{T}_e$ and $\tilde{T}_w$ constant across ages showed nearly identical trends in the western spawning stock biomass (runs 1, 2 and 4, **Figure 32c**). However, the calculated recruitments were quite variable, with more variability in the runs with higher $\tilde{T}_w$ e.g., run 4, **Figure 32g**). All of these runs estimated recruitments of zero in some years.

Of the mixing scenarios, the one with $\tilde{T}_e$ and $\tilde{T}_w$ increasing with age (run 2, **Figures 32 and 34**) estimated the highest spawning stock biomass of the western stock. This was apparently due to the fact that the model estimated western stock F_{10}/F_9 ratios were quite different between the run with $\tilde{T}_e$ and $\tilde{T}_w$ increasing with age, and the runs with constant $\tilde{T}_e$ and $\tilde{T}_w$ (**Figures 33-35**). This may be caused by differences in the fitting of the juvenile fish indices, depending on whether juvenile fish migrate (**Figure 36**).

On the basis of these results, the Group concluded that migration may influence the status and rebuilding potential of the western stock, but has less effect on the eastern stock. This result is consistent with the six area mixing models presented in documents SCRS/2002/88 and SCR/02/87. More work is required to determine how to appropriately model migration. Issues of concern are the effect of terminal F assumptions and the ageing of fish in regions where the stocks mix, and, of course, adequate data to estimate migration rates or overlap percentages.

8 Projections

8.1 Projections - East

Specifications for the East

Projections for the eastern stock are based on trials 5, 9 and 12 after adjustment for retrospective patterns, as described in section 7.1. Projections in 1998 were made under various scenarios of future catch and effort to examine trends in trajectories that cover the next 10 years and to give an indication of the most likely yields. In 2002, knowledge of the poor quality of many of the inputs (section 4, mainly the catch data,) and the sensitivity of the results to the modeling assumptions made reliable short-term projections difficult and calculations of sustainable yield unreliable and so no short-term results are presented. The Group therefore decided to perform projection scenarios for the long-term only and to compare the current yields (i.e., both official and alternative catch) to the equilibrium sustainable yield (the projection was therefore basically a yield per recruit analysis).

Stock-recruitment relationship: Projected recruitment was assumed to be lognormally distributed with mean, variance and autocorrelation estimated from the recruitment for the period 1980-1997 as given by each retrospectively adjusted trial and was assumed to be independent of stock size. This is the same as the procedure used in 1998. The choice of the year range is arbitrary and was chosen primarily to scale the projections to the magnitudes observed in the recent past. Therefore the projections are comparable to quantities estimated on a per-recruit basis.

Current population size. Correspond to the population size in 2000 obtained from each of the retrospectively adjusted trials.

Selectivity at age. Equal to the selectivity vector of the retrospectively adjusted fishing mortality in 2000. In addition a theoretical harvesting scenario that illustrated the effect of only taking mature fish was investigated by setting fishing mortality equal to zero on all ages younger than five. This latter selection pattern was to investigate the sensitivity of the projections to an extreme hypothetical selection pattern in which no juvenile fish were taken.

Weight-at-age. Assumed to be equal to the weights-at-age in 2000.

Natural mortality. Equal to the age specific values used in the 1998 and the 2002 assessments (i.e., as Southern bluefin tuna).

Future catches. Projections were made for a variety of constant levels of effort, corresponding to a multiplier on the selectivity vector (i.e., 0.9, 1.0 and 1.1). The reference ages for reporting fishing mortality were 5 and 6.

Summary

All the projections are conditional on the expected level of recruitment, if future recruitment is higher or lower than this level then future catches and spawning stock biomasses will be correspondingly greater or less. Results are summarized in **Table 22** and **Figure 37**.

At the current level of fishing effort the long-term spawning stock biomass will be between 58000 and 73,000 t and the long-term yield between 23,500 and 24,600 t. In reference to 1970 the long-term biomass will represent 27 to 35% of the 1970 spawning stock biomass and current biomass 72 to 87% of the 1970 level. Long-term biomass also represents a 57 to 64% change from the 2000 level.

F is currently about 1.8-2.4 times F_{max} and, since fishing mortality is currently much greater than F_{max} , a 10% decrease in fishing effort will result in a substantial increase in the expected long-term yield and SSB as evident from the yield and spawner per recruit curves. Similarly, changes in the

selection patterns that reduce the fishing mortality on juveniles will substantially increase the expected yield and spawning stock biomass.

The long-term sustainable yields for the different trials are similar, whereas the recent yield in trial 12 (with the alternative catch matrix) is not, which implies that the differences are greater when considering the alternative catch scenarios.

Conclusions

Despite the different perceptions of the stock conditional on the assumptions made about the catch and CPUE series, the long term sustainable yield (which is around 25,000 t) and SSB (58,000 to 73,000 t) do not differ substantially, when considering status quo fishing mortality. The biggest difference is when there is substantial change in F , either for the whole population or a part of it (i.e., change in selection pattern).

8.2 Projections - West

Specifications

The projections for the western stock (Base Case and Areas 1+2+3) were based on the bootstrap replicate fishing mortality-at-age and numbers-at-age matrices for the corresponding assessments (12 indices; equal weighting). Recalling its discussion under Section 6 regarding the relative plausibility that the bulk of the animals in Areas 3 and 4 were western stock animals, the Group agreed to conduct projections for the assessment involving Areas 1, 2 and 3 but not that which involved all of Areas 1-4. The full technical specifications for the projections are included as **Appendix 5**.

Stock-recruitment relationship. The 2000 assessment considered two scenarios (low recruitment and high recruitment) regarding the nature of the stock-recruitment relationship. The Group agreed that projections would again be conducted for these two scenarios given the uncertainty regarding the true form of the stock-recruitment relationship. These two scenarios are considered to represent reasonable (but not extreme) lower and upper bounds on recruitment during the rebuilding period. The low recruitment scenario (LRS) is based on the assumption that average future recruitment (age 1 abundance) levels will not exceed those observed over the 22 years from 1976, whereas the high recruitment scenario (HRS) assumes that average recruitment levels will increase towards the levels of recruitment observed in the early-1970s once spawning stock size rebuilds sufficiently.

The low and high recruitment scenarios were modeled by means of 2-line and Beverton-Holt stock-recruitment relationships, respectively (see **Figure 38** for the fits for the Base Case assessment). This is consistent with the approach used to conduct the projections in the last two assessments.

The 2-line stock-recruitment relationship involves a linear increase in recruitment from the origin to a “pivot” level of spawning stock size above which recruitment is independent of spawning stock size. The “pivot” spawning stock size is defined as the mean spawning stock size over 1991-95. This definition was also made for the 2000 assessment, and captures the original intent that the “pivot” spawning stock size is a level above which recruitment appears to be relatively independent of spawning stock size. The constant level of recruitment is defined as the geometric mean recruitment over the years 1976-98, a period over which recruitment was relatively constant. This approach to computing the constant level of recruitment differs from that used in 2000 to define this level of recruitment which involved fitting the 2-line stock-recruitment relationship by means of maximum likelihood. Analyses indicated that the approach used in 2000 was, as expected, more optimistic but only negligibly so in this instance.

The recruitment expected under the low recruitment scenario is greater than that under the high recruitment scenario for spawning stock sizes between 3,000 and 11,000 t. The current spawning stock size is estimated to be in this range.

The Beverton-Holt stock-recruitment relationship was fitted to the estimates of spawning stock size and recruitment for 1971-98 (the 1970-97 year-classes⁴) by means of maximum likelihood although, as in previous assessments, the asymptote of the stock-recruitment relationship was constrained not to exceed the mean recruitment over 1970-74 (the 1969-73 year-classes).

The Group agreed to set the extent of recruitment variability, s_R , for each bootstrap replicate equal to the maximum likelihood estimate, unless this estimate was less than 0.4 in which case s_R would be set equal to 0.4. Previous assessments considered auto-correlation ($r = 0.5$) in the deviations about the Beverton-Holt stock-recruitment relationship. However, the fits of the two stock-recruitment relationships for the Base Case assessment (**Figure 39**) do not indicate any evidence of significant auto-correlation in recent years. The residuals about the Beverton-Holt stock-recruitment relationship exhibit an increasing trend from a large negative value in 1977 to a positive value in 1988, after which there is no clear trend in these residuals. The projections were therefore conducted under the assumption that the future deviations about the stock-recruitment are independent.

Current population size. The recruitment values from the VPA for 1999-2001 were replaced with values generated from the estimated stock-recruitment relationship underlying the projection (for both LRS and HRS). Numbers- and fishing mortality-at-age for ages 1-3 at the start of 2001 were therefore re-calculated by projecting these generated recruitments forward under the known catches-at-age for the 1998-2000 year-classes.

Partial recruitment. 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 1997-99.

Future catches. The catch for 2002 for the Base Case projections was assumed equal to the 2002 TAC of 2500 t while that for the projections based on Areas 1, 2 and 3 was 3772 t (2500 t for Areas 1+2 and the average catch over 1999-2001 for Area 3 (1272 t)). For years beyond 2002, 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 3yr^{-1} .

Reference biomass levels. Projected spawning stock size was expressed relative to both the spawning stock size associated with MSY (i.e., B_{MSY}) for the appropriate recruitment scenario and the 1975 SSB. B_{MSY} was used as a reference level for rebuilding because it is the target of the current Rebuilding Program. The 1975 SSB was used as a reference level for this because it has been assumed as the rebuilding target in several previous assessments, where it had been suggested as a proxy for B_{MSY} .

Results

Areas 1 and 2

Projection results were presented as medians (50th percentile) and 10th and 90th percentiles of 500 runs. Projected spawning stock biomass (SSB) was expressed in three ways for each of the two recruitment scenarios (LRS and HRS): in absolute numbers, relative to the 1975 SSB, and relative to the appropriate estimate of B_{MSY} (denoted SSB_{MSY}). Median results from bootstrap runs using constant future catches ranging from 0 to 5,000 t are presented in **Figure 40** for the Base Case assessment. Constant catch levels up to a level of 3,000 t resulted in some degree of stock rebuilding. At a constant catch of 5,000 t, extinction by about 2012 was indicated for both recruitment scenarios. Constant catch levels between 3,000 and 5,000 t were not projected. For the low recruitment scenario, all catch levels

⁴ Common convention has been to define "recruitment" as the number of age 1 fish and "year-class strength" as the number of age 0 fish. The "recruitment" for year y is therefore the same cohort as the year-class for year $y-1$.

less than or equal to 3,000 t resulted in rebuilding to the associated B_{MSY} prior to the year 2018, while catch levels less than 2,300 t resulted in rebuilding to the 1975 SSB by 2018 (**Table 23**). For the high recruitment scenario, catch levels of less than 1,500 t resulted in rebuilding to the associated B_{MSY} , while all catch levels less than or equal to 2,700 t resulted in rebuilding to the 1975 SSB by 2018.

There are only minor differences between the bootstrap medians and the deterministic point estimates of MSY , B_{MSY} , F_{MSY} , F_{2001} , and ratios among them (**Table 23**). There is also little difference between projections based on non-parametric and parametric bootstrapping of the assessment data.

For the LRS, the projections estimate that a constant catch of 3,000 t per year has an 83% probability of allowing rebuilding to the associated B_{MSY} by the year 2018 (**Table 23**). Furthermore, a constant catch of 2,300 t per year is estimated to have a 45% probability of allowing rebuilding to the 1975 stock size by 2018. For the HRS, a constant catch of 2,700 t per year is estimated to have a 52% probability of allowing rebuilding to the 1975 stock size, and with a constant annual catch of 1,500 t it is estimated that the chance of rebuilding to the associated B_{MSY} by 2018 is 47%.

The Group was concerned about the influence of recruitment estimates for recent year-classes on the projection results. The most recent three recruitment estimates are considered unreliable, and as in previous assessments were substituted in the projections with values generated from the stock recruitment relationships. As a sensitivity test, the substitution procedure was extended back a further two years (i.e., to substitute the estimates of the 1996 and 1997 year-classes by values generated from the stock-recruitment relationship and to exclude these year-classes when estimating the parameters of the stock-recruitment relationships). The estimates of B_{MSY} change for this sensitivity test (lower for the LRS and higher for the HRS). Excluding the 1996 and 1997 year-classes leads to a slight delay in the recovery of the spawning stock size, and hence lower probabilities of recovery for given constant catch levels (**Figure 41**). However, the population is nevertheless predicted to increase unless there is a very large increase in catch.

Areas 1, 2 and 3

Projections were also conducted for the scenario in which a TAC is set for Areas 1, 2 and 3 and this region contains only western stock animals. The assessment results for this scenario (see Section 7.2) showed a smaller but more productive stock (in absolute terms) compared to the Base Case. Projections would therefore be expected to show somewhat more optimistic results. Under both recruitment scenarios, a constant future catch of 6,000 t leads to stock extinction by 2025 (**Figure 42**). For the LRS, a future constant catch of 4,000 t leads to an estimated 46% probability of rebuilding to the 1975 stock size by 2018 while a future catch of 5,000 t corresponded to a 42% probability of recovering to B_{MSY} by 2018 (**Figure 42** and **Table 24**). For the HRS, catches of 4,000 t or less lead to a rebuild to B_{MSY} with greater than 50% probability by 2018, and a catch of 5,000 t corresponds to an estimated 43% probability of recovering to the 1975 stock size by 2018 (**Figure 42**).

General

Effect of the choice of recruitment scenario. Compared to the HRS, the LRS results in a lower rebuilding potential for the stock and a lower estimate of B_{MSY} . Thus, under the LRS, it may be relatively easier to rebuild to the corresponding B_{MSY} , but it will be more difficult to rebuild to a higher target that is independent of the stock-recruitment relationship, such as SSB_{1975} . These comparisons are evident from **Figures 40 and 42**.

Effect of the biomass level used as a reference point for rebuilding. This choice, whether to measure rebuilding in terms of SSB in 1975 or an estimate of B_{MSY} , depends on the parameters of the stock-recruitment relationship, but does not have much impact in terms of the sustainability of catch levels examined here. Choice of this measure is however important in terms of rebuilding time schedules.

Comparison of biomass reference levels between this assessment and the 2000 assessment. Biomass reference levels in the current assessment (**Table 23**) are similar to those used in the 2000 assessment (Table 10a of the 2000 Detailed Report). This is to be expected as the addition of the new catch data and revised abundance indices made little difference to the results (see the continuity run, **Figure 26**) and the specifications of the Base Case assessment are very similar.

9 Recommendations

9.1 Research and statistics - East

The Group reviewed and endorsed the recommendations on research and statistics made by the Sixth GFCM-ICCAT meeting (SCRS/2002/010).

- 1) The Group continues to recommend that the Commission ensure that the ICCAT Secretariat be provided with reliable data on catch, effort, size in the format requested, and on as fine a scale as possible. 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 1995 Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 Relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks.
- 2) The considerable uncertainty about the catches, has become greater 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. The Group continues to be especially concerned with the lack of ability to accurately track catches, catch at size, origin of catches and fishing effort expended on fish that are farmed in cages. The Group recommends that efforts be made to implement the suggestions for improvement made by the Sixth GFCM-ICCAT meeting (SCRS/2002/010), such as observers on board and on cages, extension and modification of the BSTD to live fish, modification of logbooks to report details on fish transferred to cages.
- 3) The substitutions of size data used for the calculation of the catch at size tables need to be revised for the years prior to 1998. The quality of the size data (sample size) submitted should also be verified, since cases of high levels of extrapolation have been identified. Furthermore, the procedure used for ageing of the catches (slicing) should be checked. Therefore, it is recommended that a data exploratory meeting for the East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna be held before the next stock assessment.
- 4) The Group recognizes the improvements facilitated by the project FAO-COPEMED in statistics and research in the Mediterranean and recommends the continuity of these activities in the future.
- 5) Precise data on catch, effort and size of the new fishing gears that will replace the drift net fishery in the Gulf of Biscay (PS and pelagic trawling) should be collected and analyzed in order to investigate the impact on the eastern bluefin tuna stock.
- 6) 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 mixing. Therefore it is recommended to reinforce tagging activities, especially by archival and pop-up tags, as well as studies on the microchemistry of both juvenile and adult fish in the eastern Atlantic and Mediterranean.
- 7) 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.

- 8) It is recommended that the standardization of the CPUE index by age for the Spanish traps be further investigated.
- 9) The Chinese Taipei CPUE series should be reviewed in order to be able to use it in the next assessments and also the possibility of a joint analysis with Japanese series for a combined index.
- 10) The Group was concerned about applying the various methodologies used to standardize the CPUE indices. The effects of these standardizations on the assessment modeling should be investigated before the next stock assessment.
- 11) The CVs from the GLMM CPUE standardization could be biased lower ignoring the spatial correlation. Then the CVs inputted in to the VPA are smaller than they should be. This could probably explain the lack-of-fit in VPA model. Further analysis should be done on this issue.
- 12) To conduct further research to investigate the possibility of spawning sites in the central and eastern Mediterranean Sea.
- 13) It is recommended to update biological parameters and do new studies on growth, maturity, fecundity 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.

9.2 Research and statistics - West

The Group recognized that due to resource constraints, scientists from the responsible agencies are not always able to address research priorities. Nonetheless, the Group considers the recommendations below to be priority issues requiring attention, and encourages research in those areas.

- 1) When reviewing the utility of CPUE series for possible inclusion in the population model, the Group recognized that there is a need for the Methods Working Group to review methods for developing, standardizing, and evaluating the usefulness of CPUE series as indices of abundance. In particular, consideration needs to be given to the terms to be treated as random effects in approaches that use such methodology, and diagnostics that could be used to check that the assumption of randomness is reasonable.
- 2) In analyses dealing with zero catches in CPUE data, a common procedure is to add a constant of about 10% of the average value to all of the CPUE data and take the natural logarithm of the result (e.g., SCRS/2002/103; SCRS/2002/108; SCRS/2002/109). Other more recent methods have applied mixed probability models to model the data that included a binomial model to model the presence or absence of catch (e.g., whether fishing in the presence of bluefin tuna) and some other density function such as lognormal, Poisson, negative binomial to model the catches when fishing in the presence of bluefin tuna (e.g., SCRS/2002/089). Formal attention to decisions over the use of these various density functions, e.g., lognormal, Poisson, and negative binomial, for positive observations requires further in-depth attention. Abundance indices and CVs can potentially be sensitive to the method applied, and comparisons of the potential biases in the methodologies require further in-depth examination. Other more explicit approaches to modeling the probability of positive observations and the positive observations have also been suggested (SCRS/2001/043). Further analysis to compare the statistical properties of these various approaches is required to develop recommendations about how to deal with zero catches in CPUE data.
- 3) Some further evaluation of diagnostics that can be used for stock assessment model selection and evaluation of the goodness of fit of stock assessment models to CPUE data are required.

AIC model selection criteria have been applied in the 2000 and 2002 assessments of western bluefin tuna. While this is a commonly accepted approach for model selection, some different formulations of it have been suggested, e.g., SCRS/2000/024 and SCRS/2002/086. In the 2002 western assessment, some concerns were raised over the comparability of AIC as defined in the VPA Two Box manual when the likelihood was changed from equal variance (no GLM CVs included in the likelihood function) to deviance scaling and additional variance approaches in which GLM CVs were included in the likelihood function. More thorough deliberation needs to be devoted to consideration of the use of AIC and other criteria in model selection to inform future assessments that might be using these diagnostics.

- 4) Further attention is also required to develop, test and identify clear interpretations of other potential diagnostics for the goodness of fit of stock assessment models to data. Methods to quantitatively evaluate the residual plots to check whether the distribution assumptions are valid are required. An additional diagnostic that should be investigated is the use of bootstrap confidence intervals about the predicted CPUE data. In theory, the proportion of outliers should not be much larger than (1-0.95) if 95% confidence intervals were to be applied. The p-values of each CPUE data point could be calculated from such bootstrap output. If a parametric bootstrap approach is applied, such confidence intervals and p-values could be computed analytically without bootstrapping.
- 5) Further in-depth attention is required to the issue of how to proceed and modify the stock assessment methodology applied if statistical diagnostics suggest discrepancies in statistical model assumptions. When CPUE series are found to have pronounced serial autocorrelation in model fit residuals, some formal protocols need to be developed for how to deal with these situations. For example, if a few different CPUE series show systematic trends in the residuals, should they be removed from the Base Case stock assessment or left in? Additionally, if it is found that the data are over-dispersed with respect to the assumed likelihood function of the data, what should be done? For example, should a different likelihood function be applied that allows for more dispersion in the data or if this is not possible, should a larger residual variance be input until the null hypothesis of no over dispersion can no longer be rejected?
- 6) The Group also noted that a standard for reporting CPUE series should be adopted by authors. A document providing a detailed description of the standardized CPUE indices should be prepared periodically, including a narrative of the history and development of the index, management measures that have affected the index, details of the statistical treatment and other relevant considerations. In addition, the annual updates of CPUE should contain, as a minimum, graphical presentation of the spatial distribution of the fishery, the age range that the index relates to, and tabulation of the number of catch records used in each index year.
- 7) The structure of the population model used to monitor the progress of the recovery program 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.
- 8) The specifications for the two line stock recruitment relationships are currently estimated qualitatively by inspection of the data. There is a need to develop more quantitative methods for this specification. The Group suggested that the level of spawning stock size at which recruitment begins to decline in the 2-line relationship might better be based on a level of spawning stock size (for example the lower x^{th} percentile of the spawning stock size estimates) rather than on a range of years. Such an approach would seem more likely to be robust to differences in stock trajectories among bootstrap replicates. It also recommended that future versions of the projection software should include the ability to fit the 2-line stock-recruitment relationship and a diagnostic related to the fraction of simulations in which the generation of

the recruitments for the last three years had to be replicated as the recruitments drawn initially could not support the known catches taken from the cohorts concerned.

- 9) Two modeling papers described potential mixing between east and west components and impacts on the populations using age disaggregated and age specific approaches. While both papers described results that were qualitatively similar and that were consistent with the expectations of Group participants, it was agreed the papers and other future modeling work could potentially identify areas of sensitivity where more data were required. For example, one paper pointed to the need for better information on age-specific movements. This requirement could guide the design of future studies of movement and migration.
- 10) The Group noted the progress that has been made with the VPA Two Box software with appreciation. The thorough documentation was also well received. The Group did, however, recommend that the Chi-square discrepancy statistic in VPA Two Box be revised (see **Appendix 6** for technical details).
- 11) The Group recommended that the impact of specifications regarding the F_{10}/F_9 ratio be further investigated to better understand which of the input data are most influential on estimation of this ratio. This in turn should improve estimation procedures involving this ratio. The Group recommended that data be collected on items that will allow better estimates of the F on older ages, such as direct ageing, separate indices of abundance for older ages or the plus group, and/or tagging experiments designed for this purpose.
- 12) The work of the Secretariat in assembling the catch and catch-at-size information with very limited time was well appreciated by the Group. It was further noted that if time permits, it would be helpful in the future to also receive these inputs disaggregated by fleet and area. Such an approach would assist in the discussion of stock and mixing issues.
- 13) Issues associated with spawning site fidelity, migration paths, and mixing are 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 should bring the ICCAT Tagging Database up to date. All Parties, Entities or Fishing 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) ICCAT should consider scheduling a special planning session on tag deployment to coordinate with the developers of mixing models special experiments designed to provide data deemed necessary for producing meaningful model results.
 - c) 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 western Atlantic, the eastern Atlantic, the central Atlantic and the eastern and western Mediterranean.
 - ii. Age at maturity ogives for these same areas.
 - iii. Model age-specific natural mortality rates in VPAs and standardize among all areas if indicated.

- d) 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.
- 14) Current and proposed research is aimed at developing more realistic and data-appropriate estimation models (e.g., robust statistically based models, and mixing models). It is proposed to use these models in the future to aid in experimental design and to provide management advice. Before this is done, it is important that their estimation properties are fully understood. In particular, it is crucial to understand how they perform when their underlying assumptions are violated. Quantitative testing of estimation models is best done using simulation methods where reality is modeled using an independent and more complex model structure, termed an “operating model.” A new generation of models is needed for this purpose. They should not be limited in scope by the availability of data or other constraints that are needed in estimation models. In the long term, such models could be used to evaluate management strategies.
- 15) The evaluation of the effects of some management measures and mixing scenarios discussed during the meeting was not possible using the VPA 2 box model (i.e., mixing of the population in Area 3 only). More detailed modeling frameworks which could simulate a greater range of mixing scenarios would enable a better understanding of the dynamics of the population and of the measures that could be effective for the management of the bluefin tuna fisheries. The adoption of a more detailed modeling framework could also add flexibility in the simulation of the population and enable a better utilization of the available information. Thus, it is recommended that multi-area models be developed and added to the ICCAT catalogue.

The following recommendations appeared in the last Detailed Report for Western Bluefin Tuna (SCRS/2000/024). 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. Some updating of this material is needed in light of the discussions, but the Group did not have the time to revisit the points that follow in sufficient detail to be able to finalize such revisions.

- 16) The Group recommended that the fishing authorities, fishing institutes, national statistical institutions, and individual scientists in ICCAT and cooperating countries/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).
- 17) The Group recommended that efforts be made to provide estimates of uncertainty (e.g., coefficients of variation) for statistics (e.g., landings, discarded catch, other forms of fishery-induced mortality) which are estimated from sampling surveys.
- 18) The Group recommended that logbooks or other reporting systems providing equivalent detailed information be completed for all commercial and recreational fisheries. At present, some fisheries do not have requirements for such data collection systems, and there is a paucity of information on these fisheries.
- 19) The Group recommended that further attention be paid to the collection of data on discards and their subsequent estimation so that the effect of discarding can be fully included in the stock assessment. The quality of the information is enhanced by Observer Programs. Observer sampling should be sufficient to quantify discarding in all months and areas and to avoid the need for pooling across time or area strata thought to be important to constructing estimates. Studies should be conducted to improve estimation of discards and to identify methods that would reduce discard mortality. Studies should also be conducted to estimate the subsequent mortality of bluefin discarded alive.

- 20) The Group endorsed the recent recommendations of the GFCM/ICCAT Ad Hoc Working Group (COM-SCRS/2000/025). 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.
- 21) The Group recommended a fuller 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., SCRS/2000/098) into assessment models should be further explored.
- 22) The Group recommended that a comprehensive review of information on larval bluefin samples be undertaken.
- 23) The Group noted that most of the indices of abundance calculated for the various Atlantic bluefin fisheries indicated time-area effects that might be explained in part by environmental variability. Causes for this variability may include short- and long-term, small- and large-scale changes in the ocean climate and/or changes in the availability of prey species over a similar time and area scale. The Group recommended research to document the fishery and oceanographic history for the areas in which fisheries for Atlantic bluefin be conducted. Such research might include the compilation of an oceanic climatologic series for the area, and information related to the abundance of forage species as, such as squid, herring, sardines, mackerel, butterfish, sand eel, and other species. The expectation is that where such data series exist, they might be used when standardizing the abundance indices for Atlantic bluefin tuna. Further, if these data series prove of sufficient extent in time and area, they also may be used to investigate reasons for the apparent major historical shifts in areas of abundance for Atlantic bluefin that have occurred over the past five decades.
- 24) The Group recommended the application of survey techniques, such as aerial surveys, to provide consistent time series of relative abundance for small fish.
- 25) The Group recommended that a clearer process be established for evaluation of and agreement to new methods to be used in the Bluefin Tuna Stock Assessment Group.
- 26) The Group recommended that alternate assessment approaches, such as CATCHEM (SCRS/00/100) 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).
- 27) The Group raised concerns over the potential bias in the uncorrected median (50th percentile) results reported for the projections. If such a bias exists, it means that the results presented, including the probability of rebuilding to target levels by the 2018, may be optimistic to an unknown degree. It is important that this issue of potential upward bias be investigated for the next assessment.
- 28) 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.

9.3 Management - East

The Group continues to be strongly concerned about the quality of the catch, effort and catch at size data available to conduct quantitative assessments for East Atlantic (and Mediterranean) bluefin tuna now and in the future. Unless this situation improves, the quality of the advice that the SCRS can provide will continue to deteriorate. Indeed, the present East Atlantic assessment was limited due to these uncertainties, particularly the uncertainty in catches. For example:

- a) The assessment was only conducted using reported landings through the year 2000, due to the lack of reports for 2001;
- b) The Group conducted assessments based on reported landings and upon an alternative catch scenario in which landings were assumed to be both under- and over-reported since 1993 in reaction to management. The Group has limited confidence that either the reported catches or the alternative scenario represent the true level; and
- c) It has been noted that the practice of fish-fattening has become increasingly prevalent in the Mediterranean and this practice has probably led to a deterioration in the collection of catch statistics.

Because of the above limitations, the Group is incapable of making definitive management recommendations.

The Group noted these same concerns in 2000 and determined that, given these issues, an assessment was not warranted at that time. While an assessment was conducted this year (2002), the Group does not believe that these data issues have been substantially resolved.

The Group is concerned about the status of East Atlantic (including Mediterranean) bluefin tuna resources in the light of the assessment results, the historically high reported catches made in 1994-1997 (in excess of 46,000 t 1994-97; and in excess of 50,000 t in 1996), and possible under-reporting since 1998. Analyses suggest that at current levels of recruitment and the present level of large- and small-fish fisheries, catch levels of 26,000 t or more are not sustainable over the long-term. Because of the lack of confidence in the input data and in the assessment results, the Group is not in a position to give or suggest any strong management recommendations; the Group can only suggest that long-term sustainable yield is probably lower than current catches. Nevertheless, the Group remains concerned.

High catch of small individuals still occurs and the Group recommends that every effort be made so that the current measures on the size limit of 6.4 kg be adhered to. Reduction of fishing on juveniles could contribute substantially to increases in both biomass and yield. The Group reiterated that effective measures be taken to implement Recommendation [98-4], avoiding catches of age 0 and 1 fish (<3.2 kg).

Because there are big differences between the size of the western and eastern Atlantic bluefin tuna stocks, mixing is likely to influence these two management units differently.

9.4 Management - West

The Group's management recommendation for the western Atlantic bluefin tuna management area is directed at the Rebuilding Program adopted by the Commission in 1998. The essence of the Program is to rebuild with 50% probability by 2018 to the spawning biomass level associated with MSY. In light of the uncertainty in the assessment, the choice between recruitment scenarios and rebuilding targets, and assumptions about mixing, the weight of scientific opinion within the Group favored no change from the current TAC of 2,500 t per year.

Projections based on the low recruitment scenario indicate that the TAC could be increased without violating the Rebuilding Program, assuming that relatively large recruitment estimates for

some recent year-classes are realistic. The high levels of recruitment estimated for some recent year-classes are consistent with a higher biomass level as a rebuilding target. In previous assessment sessions, the spawning biomass level in 1975 was considered a useful rebuilding target. The 1975 biomass is more than twice the MSY spawning biomass level associated with the low recruitment scenario. The projections indicate a 35-60% probability of rebuilding to the 1975 spawning biomass level for a catch of 2,500 t per year, depending on the recruitment scenario assumed. It should be noted that neither recruitment scenario would produce an MSY spawning biomass level that corresponds to the 1975 SSB. It seems likely that a recruitment scenario corresponding to a SSB_{MSY} equal to the level in 1975 would indicate a probability of rebuilding by 2018 for a catch of 2,500 t per year within the range of 35-60%.

The MSY spawning biomass associated with the high recruitment scenario, which is nearly twice the 1975 level, is unlikely to be reached by 2018 if the recent level of catch (and TAC) is maintained. However, the Group does not recommend the sharp reduction in TAC that would be necessary to comply with the rebuilding Program based on the high recruitment scenario because of:

- a) uncertainty about which recruitment scenario is most appropriate,
- b) recognition that for the high recruitment scenario the spawning biomass associated with MSY is not well determined (because estimation leads to extrapolation beyond biomass levels included within the current assessment), and
- c) the generally positive outlook for the resource according to the current assessment regardless of the recruitment scenario assumed.

As emphasized in previous assessments, mixing across management unit boundaries of fish of western and eastern origin could be important for management of the resource in both areas. In particular, the condition of the eastern Atlantic stock and fishery could adversely affect recovery in the West Atlantic, which was also noted in the SCRS' 1998, 2000, and 2001 Reports. Therefore, the Group stressed the importance of continuing efforts to manage the fisheries in both the East and West Atlantic according to the Commission's objectives. Further recommendations concerning the issue of mixing are included in the SCRS response to the request of the Commission.

10 Other matters

The Group was presented with a document from Malta that proposed to study the impact of purse seine fishing on the reproductive activity of bluefin in a known reproductive area near the Island, with a view towards making possible closed-area recommendations. As the Group did not have sufficient time to study the matter in detail, it was decided to postpone the matter until the SCRS could discuss it later in the year.

11 Adoption of the report and closure

A first draft of the detailed report was distributed at the end of the meeting. The Group decided to adopt the report by correspondence and the meeting was closed.

References

- ANON. 2000. Albacore Executive Summary. Int. Comm. Conserv. Atl. Tunas, Rep. for Biennial Period 1998-1999, Part II (1999), Vol.2.
- EFRON, B. 1982. The jackknife, the bootstrap and other resampling plans. CBMS Monograph #38, Society for Industrial and Applied Mathematics, Philadelphia.

- EFFORT, B. and R.J. Tibshirani. 1993. An introduction to the bootstrap. Chapman & Hall. New York. 436pp.
- GELMAN, A., Carlin, J., Stern, H., and Rubin, D. 1995. Bayesian data analysis. Chapman and Hall. 552 pp.
- MATHER, F.J., J.M. Mason, and A.C. Jones. 1995. Historical document: life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna. NOAA Tech. Memorand. NMFS-SEFSC-370: 165pp.
- PORCH, C., P. Kleiber, S. Turner, J. Sibert, R. Bailey and J. Cort. 1998. The efficacy of VPA models in the presence of complicated movement patterns. Proceedings of the 25 Anniversary ICCAT Tuna Symposium. ICCAT Coll. Vol. Sci. Pap. 50(2):591-622.
- PRAGER, M. H. 1994. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus-production model. Fish. Bull. 92:374-389.

RAPPORT DE LA SESSION D'ÉVALUATION ICCAT DES STOCKS DE THON ROUGE ATLANTIQUE -2002

(Madrid, Espagne, 22-30 juillet 2002)

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

La réunion a eu lieu au siège de l'ICCAT à Madrid. Le Dr Joseph Powers a rempli les fonctions de Coordinateur général de la réunion et les Dr Jean-Marc Fromentin (France) et Michael Sissenwine (Etats-Unis) ont été désignés co-présidents, respectivement, des stocks est et ouest.

Le Dr Powers a souhaité la bienvenue aux participants (« le Groupe ») et a examiné l'ordre du jour qui a été adopté sans subir de modification (**Appendice 1**). Le Dr Powers a profité de l'occasion pour rappeler aux participants que l'ordre du jour avait été préparé dans le but de remplir les objectifs présentés lors du Programme de travail Thon rouge année 2002 (**Appendice 2**).

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

Les participants suivants ont été désignés comme rapporteurs des différentes sections de ce rapport :

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
1,2,10	V. Restrepo
3	G. Scott
4	E. Rodriguez, A. Farrugia, C. Brown, N. Miyabe, S. Brown
5	J. Powers, H. Arrizabalaga, J. Ortiz, G. Scott, N. Miyabe
6	D. Butterworth, P. Apostolaki
7	J. Powers, V. Restrepo, R. Mohn, M. McAllister
8	J. Powers, L. Kell, D. Chen, A. Punt, P. Cordue
9	J. Pereira, J-M Fromentin, M. Sissenwine, J. Powers, J. Neilson

2 Examen de la 6^e réunion du Groupe de travail CGPM/ICCAT

Le Dr Restrepo a présenté un bref résumé du rapport de la réunion CGPM/ICCAT (SCRS/2002/010). Le Groupe de travail a abordé deux questions sur le thon rouge. La première concernait l'actualisation des bases de données Tâche I et Tâche II de l'ICCAT afin de préparer cette session d'évaluation (cf. Section 4).

L'autre question principale qui a été débattue lors de cette réunion a trait au développement rapide de l'élevage de thonidés en Méditerranée. Suite à la manifestation d'une série d'inquiétudes à l'égard de cette activité, le Groupe de travail a élaboré une liste des impacts probables et/ou possibles de l'élevage sur des aspects tels que la collecte de données, la gestion et les conséquences sur l'environnement. Le Dr Restrepo a ajouté que le Conseil scientifique consultatif (SAC) du CGPM s'était réuni récemment pour examiner la liste des impacts probables ou possibles cités ci-dessus et avait décidé de créer un Groupe de travail interdisciplinaire chargé d'élaborer des directives pratiques en vue de promouvoir un élevage soutenable des thonidés. Les scientifiques de l'ICCAT ont été encouragés à participer à ce Groupe de travail.

En outre, la session CGPM-ICCAT a identifié un problème potentiel dans l'utilisation des termes « élevage de thonidés » et « engraissement de thonidés » et a recommandé d'élaborer une définition pour ces concepts. Suite à cet avis, la session du SAC a recommandé ce qui suit : *L'élevage de thonidés implique actuellement la capture de poissons sauvages, de petites ou grandes dimensions, et leur élevage*

dans des cages flottantes pendant des périodes allant de quelques mois à 1 ou 2 ans. L'augmentation ou la variation du taux de graisse de la chair des poissons est obtenue en utilisant des pratiques standards d'élevage de poissons. La retenue de poissons capturés pendant de courtes périodes de temps (2 à 6 mois) visant essentiellement à augmenter le taux de graisse de la chair, qui influence de façon considérable les prix de la viande de thon sur le marché japonais du sashimi, peut également être qualifiée « d'engraissement de thonidés ». Les pratiques d'engraissement de thonidés peuvent évoluer de sorte à inclure un cycle de vie fermé, c'est-à-dire, l'élevage de larves dans des conditions de laboratoire. Les participants de la session d'évaluation ont accepté qu'il s'agissait d'une définition utile et souple tout en reconnaissant qu'il était possible que certains scientifiques continuent d'utiliser indifféremment les expressions « élevage de thonidés » et « engraissement de thonidés ».

3 Données biologiques (y compris les informations sur le marquage)

Les pêcheries visant le thon rouge de l'Atlantique sont actuellement réparties comme suit : à l'ouest, du golfe du Mexique à Terre-Neuve ; à l'Est, plus ou moins des îles Canaries au sud de l'Islande, et dans toute la Méditerranée (**Figure 1**). En 1982, la Commission avait établi une ligne de démarcation entre les unités de gestion est-atlantique et ouest-atlantique, fondée sur le manque de continuité de la distribution des prises réalisées à cette époque dans l'Atlantique et étayée par des connaissances limitées sur la biologie (**Figure 1**). Toutefois, la distribution globale des captures obtenues dans les années 1990 est bien plus continue d'un bord à l'autre de l'Atlantique nord que ce qui était entrevu il y a quelques décennies. Les preuves accumulées indiquent que des déplacements sont bien effectués à travers la délimitation actuelle Est-ouest de la gestion de l'Atlantique, que ces déplacements peuvent être importants (déplacements transatlantiques compris) et complexes, qu'il existe des zones de concentration de poissons porteurs de marques électroniques (marqués à l'ouest) dans l'Atlantique centre-nord juste à l'est de la délimitation de la gestion, et que la pêche au thon rouge se développe dans cette région depuis une dizaine d'années. Une proportion de ces poissons provenait de l'ouest de la délimitation actuelle. Les études complémentaires qui tentent de démontrer les déplacements d'Est en ouest sont moins avancées. La composition et l'origine natale du poisson de l'Atlantique centre-nord ne sont pas bien appréhendées. Toutefois, il est évident que la ligne actuelle de démarcation n'illustre pas notre compréhension actuelle de la distribution et de la structure des stocks biologiques du thon rouge de l'Atlantique. Il convient cependant de noter que la ligne de démarcation actuelle est une délimitation *de gestion* et que son efficacité aux fins de cette dernière est une autre question.

Le thon rouge de l'Atlantique peut atteindre une taille de plus de 300 cm et un poids de plus de 650 kg. L'âge le plus avancé qui est considéré fiable est 20 ans, période qui commence à l'âge estimé à 2 ans au moment du marquage et s'étend sur quelque 18 ans avant la recapture, mais on pense qu'il peut atteindre un âge encore plus avancé. Le thon rouge se caractérise donc par un âge avancé à la maturité (d'où le nombre élevé de classes juvéniles) et un long cycle de vie, ce qui lui permet d'être bien adapté aux variations du recrutement, mais qui le rend plus vulnérable à l'effort de pêche que des espèces à croissance rapide telles que les thonidés tropicaux. Le thon rouge de l'ouest atteint en général une plus grande taille maximale que celui qui est capturé à l'est. On pense que le thon rouge fraye à partir de 8 ans dans l'Atlantique ouest et de 4-5 ans dans l'Atlantique Est. L'aire de répartition géographique du thon rouge s'étend avec l'âge, la capacité d'adaptation thermique des grands thons rouges leur permettant de migrer vers des eaux plus froides. Le thon rouge est un prédateur opportuniste, dont l'alimentation comprend en général du poisson, du calmar et des crustacés.

Dans l'Atlantique ouest, on pense que le thon rouge fraye de la mi-avril à juin dans le golfe du Mexique et dans les détroits de Floride. Les résultats des études de marquage par satellite ont montré que des thons rouges en âge de reproduction, qui avaient été marqués à l'ouest, étaient présents dans l'Atlantique central pendant la période de frai supposée, bien que ceci ne doive pas être considéré comme une preuve définitive de reproduction. On pense que les juvéniles se présentent en été sur la plate-forme continentale, surtout entre la latitude 35°N et 41°N, et au large de cette zone en hiver. Dans l'Atlantique Est, le thon rouge se reproduit généralement de fin mai à juillet, selon l'aire de distribution, principalement

dans la Méditerranée, avec une plus forte concentration autour des îles Baléares, en mer Tyrrhénienne et en Méditerranée, dans des eaux dont la température de surface avoisine les 24°C.

Une série de documents de travail ont été présentés au Groupe de travail 2002 qui a poursuivi l'étude des implications des données disponibles de marquage et des schémas complexes de déplacement afin d'effectuer l'évaluation du stock et d'émettre un avis de gestion.

Le document SCRS/2002/093 récapitule des informations récentes sur le marquage conventionnel avec des références à des récupérations provenant des zones 3 et 4 de l'Atlantique centre nord-est (telles que définies dans le document SCRS/2001/020, Rapport de l'Atelier ICCAT sur les Echanges du Thon rouge (*Madrid, Espagne, 3-7 septembre 2001*)). Quatre thons rouges marqués ont été recapturés au milieu des années 90 par des palangriers, le seul engin utilisé actuellement dans ces zones pour la pêche au thon. Trois de ces poissons avaient été marqués au large de la côte de l'Atlantique central des Etats-Unis et le quatrième avait été marqué dans le golfe de Gascogne par des scientifiques espagnols. Ce dernier individu avait passé 8 ans en liberté. Ayant été mesuré à la remise à l'eau et à la recapture, on a estimé qu'il correspondait davantage à l'équation de croissance utilisée par le SCRS pour déterminer l'âge des poissons à l'ouest qu'à l'équation utilisée pour les poissons de l'Est. Cet article montre que le taux global de récupération des marques conventionnelles réalisées par les palangriers était généralement faible par poisson capturé et semblait plus élevé dans le cas des marques-archives.

Le Groupe a examiné les réserves habituelles émises dans l'interprétation des données de marquage conventionnel en indiquant, en particulier, qu'il fallait tenir compte des modifications de la capturabilité et veiller à l'utilisation appropriée et cohérente du terme « taux de mélange »¹. On a indiqué que les taux déclarés de marques récupérées peuvent varier selon la flottille et/ou la zone géographique. Le Groupe a fait remarquer que si les taux récents de déclaration de marques-archives étaient supérieurs, cela s'expliquait peut-être par la récompense plus élevée offerte (1.000 US\$) comparé à la casquette de baseball et un dessin dans le cas des marques conventionnelles. Les données de marquage disponibles et les différentes analyses réalisées sur celles-ci (SCRS/2001/042, SCRS/2000/106) suggèrent que des poissons de toutes les tailles (âges) sont capables de réaliser de longs déplacements, y compris des traversées transatlantiques.

Le document SCRS/2002/092 présente des résultats du programme de marquage électronique en cours dans l'Atlantique ouest, appelé *Tag-A-Giant (TAG) program*, qui est le fruit d'une collaboration entre des scientifiques de l'Université de Standford, le Monterey Bay Aquarium et le NMFS des Etats-Unis. A cette date, 560 marques électroniques ont été apposées sur des thons rouges de l'Atlantique dans quatre sites différents situés dans des zones trophiques et dans des lieux de frai du golfe du Mexique et de la Méditerranée. L'article ne porte que sur des marques apposées dans l'Atlantique ouest. Les auteurs présentent des informations sur les schémas de déplacement obtenus à partir de marques-archives implantées et considèrent qu'elles représentent quatre schémas observés dans les données recueillies à ce jour. Un premier schéma serait une « résidence occidentale » d'un an qui est le propre de nombreux poissons portant une marque-archive suivie d'une migration de l'Atlantique ouest vers l'Atlantique Est dans l'année 2. Un autre schéma serait celui d'un poisson se montrant fidèle à la plate-forme continentale de l'Atlantique ouest pendant 3 ans, avant d'effectuer un déplacement rapide vers la Méditerranée. Un troisième schéma serait celui du thon rouge femelle qui se rend dans le golfe du Mexique à une période qui coïncide avec la saison de frai. Le quatrième schéma est celui d'un poisson ne montrant aucune association avec la ligne côtière d'Amérique du Nord après le premier hiver suivant la remise à l'eau, mais une association étroite avec la région océanographique située à l'est du Flemish Cap (et à travers le Reykjanes Ridge). Ce poisson a effectué plusieurs déplacements transatlantiques et les auteurs ont émis l'hypothèse qu'une période de rassemblement en février au nord des Bahamas représente plus que probablement une saison de frai pour cet individu. Le Groupe a estimé nécessaire d'examiner de façon approfondie ces données et les tailles des échantillons avant d'accepter les conclusions des auteurs et a recommandé que ces informations soient rendues disponibles.

¹ Plusieurs articles font état d'estimations et de taux de mélange. Il faut préciser que ces termes ne sont pas toujours comparables étant donné que ces taux ont été définis de façon différente par différents auteurs.

Le Groupe a fait remarquer que les informations présentées dans le document SCRS/2002/092 constituent une accumulation de données issues d'un programme en cours. Il a ajouté qu'il avait également reçu une actualisation des informations figurant dans le document SCRS/2001/053 sur le marquage du thon rouge à l'aide des marques-archives pop-up par satellite dans l'Atlantique du nord-ouest (programme conjoint Etats-Unis/Canada). Le Groupe a considéré que les informations contenues dans le document SCRS/2002/092 et celles qui ont été transmises par le programme conjoint cité étaient cohérentes avec les informations disponibles pendant l'Atelier ICCAT sur les Echanges du Thon rouge et a constaté que les principales conclusions de ce rapport sur l'échange et le déplacement de cette espèce sont restées inchangées. Le Groupe a rappelé qu'un des principaux défauts des résultats du marquage est le fait qu'on ignore l'origine (zone de naissance) du poisson qui est marqué. Il a ajouté que, dans l'ensemble, les résultats du marquage indiquent des schémas de distribution et des dynamiques d'échange complexes du thon rouge de l'Est et de l'ouest.

Le Groupe a étudié les informations disponibles sur les expériences de marquage conventionnel et électronique (satellite), même si les informations concernant les dernières années n'étaient pas disponibles dans la base de données ICCAT. Les données des marques conventionnelles indiquaient un degré de déplacement des petits poissons de la côte Est des Etats-Unis vers le golfe de Gascogne et, dans une moindre mesure, du golfe de Gascogne et la côte Est des Etats-Unis. La probabilité d'obtenir des recaptures de jeunes individus dans l'Atlantique ouest doit être faible étant donné que les réglementations des Etats-Unis limitent considérablement les prises de petits poissons. Les déplacements des poissons marqués ayant des tailles plus grandes indiquent l'existence d'un échange depuis l'ouest vers toutes les zones de l'Est, y compris la Méditerranée et l'Atlantique du nord-est (zones 3 et 4, **Figure 2**). Aucun grand poisson marqué à l'Est n'a été recapturé à l'ouest. Aucun poisson d'aucune taille ayant été marqué en Méditerranée n'a été recapturé à l'ouest. Environ 10% des individus recapturés qui avaient été marqués en Méditerranée ont été recapturés dans l'Atlantique Est et environ 3% des petits poissons marqués dans le golfe de Gascogne ont été recapturés en Méditerranée, un pourcentage semblable à celui des poissons recapturés à l'ouest. Les informations transmises par les marques pop-up par satellite confirment en général ces déplacements, mais les informations provenant de ces marques sont indépendantes de l'intensité de la pêche et montrent un pourcentage plus élevé de poissons se déplaçant d'ouest en Est à travers la ligne de démarcation ICCAT que ce qu'avaient indiqué les marques conventionnelles. Un nombre réduit de marques émettant par satellite a été apposé à ce jour à l'Est, ce qui ne facilite pas la comparaison de ces déplacements avec ceux des poissons marqués à l'ouest. Les informations disponibles indiquent des déplacements de grands poissons vers et hors de la Méditerranée. Six marques ont montré des déplacements depuis les environs de l'entrée de la Méditerranée vers le sud en direction du Cap Vert et des îles Canaries, et deux marques l'ont fait depuis l'Atlantique centre-nord (zone 4). A cette date, tous les types de marques récupérées ou déclarées provenant de la zone 3 avaient été apposées sur des poissons au large de la côte Est des Etats-Unis. Trois marques apposées à l'est et 15 à l'ouest avaient été récupérées ou déclarées dans la zone 4 (cf. **Tableau 1**).

Le Groupe a examiné le Rapport de l'Atelier ICCAT sur les Echanges du Thon rouge (SCRS/2001/020). Ce rapport a indiqué que les preuves accumulées montrent que des déplacements sont bien effectués à travers la délimitation actuelle est-ouest de la gestion de l'Atlantique, que ces déplacements peuvent être importants (déplacements transatlantiques compris) et complexes, qu'il existe des zones de concentration de poissons porteurs de marques électroniques (marqués à l'ouest) dans l'Atlantique centre-nord juste à l'Est de la délimitation de la gestion, et que la pêche au thon rouge se développe dans cette région depuis une dizaine d'années. Il semblait évident qu'une proportion importante de ces poissons provenait de l'ouest de la délimitation actuelle. Les études complémentaires qui pourraient montrer l'existence de déplacements d'Est en ouest ne font que commencer. Il est donc prématuré de tirer des conclusions quant à la composition dans cette zone. En outre, l'origine natale du poisson de ces poissons (Est ou ouest) reste inconnue. Toutefois, il est évident que la ligne actuelle de démarcation n'illustre pas notre compréhension actuelle de la distribution et de la structure des stocks biologiques du thon rouge de l'Atlantique. Il convient cependant de noter que la ligne de démarcation actuelle est une délimitation *de gestion* et que son efficacité aux fins de cette dernière est une autre question.

Le document SCRS/2001/020 signale également le fait que les scientifiques de l'ICCAT discutent les mérites relatifs des hypothèses du stock unique ou de deux stocks depuis trente ans. En 1993, le SCRS commença à analyser les implications d'une hypothèse qui est aujourd'hui appelée « modèle de diffusion ». Il déclara ensuite qu'un modèle de ce genre serait une caractérisation improbable de la migration du thon rouge en considérant plus probable que le thon rouge retourne dans son lieu de naissance. Ensuite, le SCRS examina une hypothèse alternative appelée modèle de chevauchement. Dans ce modèle, on postule que les étendues des stocks de l'Est et de l'ouest se chevauchent, ce qui étaye de façon implicite le point de vue du SCRS selon lequel le thon rouge se montrerait fidèle à son lieu de ponte. Des études de simulation qui imposent des modèles de schémas complexes de déplacement fondés sur l'avis d'experts en matière de schémas de déplacement de thon rouge (Porch *et al.*, 1998) et des évaluations de l'état de stocks Est et ouest selon les formulations à la fois du modèle de chevauchement et du modèle de diffusion (révisé dans le SCRS/2000/089) indiquent de façon générale qu'à ce stade, compte tenu des données disponibles jusqu'en 1997, la crainte que l'omission des échanges puisse provoquer des évaluations très biaisées du thon rouge n'est pas fondée, à plus forte raison si l'on tient compte des incertitudes des données. L'avis donné par le SCRS sur la base des résultats de l'évaluation, qui montrent de façon explicite l'existence d'échanges tels qu'ils sont décrits dans le document SCRS/2000/098, est de poursuivre la transmission d'avis à La Commission qui comprennent une évaluation des stocks de l'Est et de l'ouest du thon rouge en assumant un échange négligeable ainsi que des évaluations tenant compte des dernières réflexions sur les modèles d'échange. Cependant, le document SCRS/2001/020 a indiqué qu'il n'est pas du tout sûr que l'inclusion des échanges dans la réalisation des évaluations aboutisse à un meilleur avis de gestion compte tenu des données disponibles. C'est pour cette raison qu'il a été recommandé de déployer de gros efforts pour collecter des données afin d'étayer la modélisation des évaluations qui pourrait refléter de façon plus correcte les dynamiques réelles des déplacements du thon rouge. La poursuite des études de marquage s'inscrit dans une certaine mesure dans cette recommandation, mais les programmes de marquage n'offrent pas à cette date une perspective globale de l'Atlantique et de la Méditerranée.

Des progrès supplémentaires ont été réalisés sur les recommandations visant à introduire un certain degré de complexité dans les formulations et les simulations des modèles de mélange réalisés dans le document SCRS/2001/020. Deux documents de travail sur ces approches ont été présentés au Groupe.

Le document SCRS/2001/020 a identifié une structure spatiale (**Figure 2**) comme point de départ d'un premier développement de modèle qui tend à introduire un plus grand réalisme biologique dans les évaluations futures. Le document SCRS/2002/087 a appliqué un modèle simple de production en regroupant les âges avec un échange (chevauchement) inter-strate pour éclairer les implications des différents historiques de prises dans les six strates définies pour les évaluations et les projections. On a comparé les résultats des niveaux de raréfaction (exploitation actuelle / antérieure) des zones de l'ouest et de l'Est en obtenant des chiffres allant de 0,2 à 0,6. La présence et l'absence de chevauchement modifiait à peine les résultats de la zone Est et de la population ayant une origine orientale étant donné que ces derniers étaient plutôt plus grands que leurs homologues de l'ouest. Les tendances d'abondance de la zone occidentale étaient inférieures en présence d'un chevauchement compte tenu de l'impact des prises à l'Est sur l'abondance du poisson d'origine orientale à l'ouest. En termes qualitatifs, ces résultats restaient inchangés dans une série de postulats sur l'étendue du chevauchement et de la productivité des ressources.

Le document SCRS/2002/088 a proposé un cadre alternatif de modélisation appliqué à l'évaluation des stocks afin d'évaluer les effets des différents scénarios de migration et des mesures de gestion. Cet article présente un modèle de dynamique des populations comprenant six zones, séparé par flottille et structuré par âge, qui pourrait être utilisé pour simuler la dynamique de deux stocks de thon rouge dans l'Atlantique nord. Le modèle montre les différences existant dans la biologie des deux stocks et modélise de façon explicite leur migration transatlantique en utilisant des repères trimestriels. Le modèle de dynamique des populations quantifie actuellement les implications biologiques de différents scénarios biologiques et d'exploitation. L'utilisation de ce modèle requiert des informations détaillées telles que les prises par zone et par période temporelle, une sélection par engin et des taux de déplacement par âge, zone et temps, mais permet de réaliser une simulation plus réaliste de la population et d'évaluer les effets d'une série plus large de scénarios de gestion. Se fondant sur les scénarios examinés dans cet article, les auteurs arrivent à la

conclusion que si le taux de mélange des deux stocks est supérieur à 1-2%, ce qui est admis pour l'instant, il se pourrait que la récupération du stock raréfié de l'ouest ne soit pas possible dans le schéma de gestion actuel et qu'il faille adopter des mesures complémentaires de gestion.

Le Groupe a fait remarquer que si les scénarios examinés dans le document SCRS/2002/087 sont assez larges, il se peut qu'ils n'incluent pas la gamme de raréfactions plausibles pour les zones de l'Est et de l'ouest qui pourraient modifier les conclusions tirées au sujet de la soutenabilité relative de différents scénarios de capture dans chacune de ces zones.

Les modèles présentés doivent être interprétés en sachant qu'ils apportent des résultats qualitatifs pour examiner les impacts des scénarios d'échange et non des estimations quantitatives. Leur première application est d'offrir une première approche des conclusions possibles, bien qu'on ait reconnu que les paramètres utilisés dans les modèles (par exemple la raréfaction par zone = 0,2 dans le SCRS/2002/087) pourrait ne pas avoir couvert l'étendue des possibilités.

Dans les grandes lignes, les résultats des documents SCRS/2002/087 et SCRS/2002/088 confirment l'impression générale que les échanges ont des impacts potentiellement plus prononcés sur le plan de redressement (par zone) pour le thon rouge ouest-atlantique que pour le thon rouge est-atlantique et de la Méditerranée, en grande partie à cause des différences existant dans les dimensions estimées des stocks. Ces résultats sont semblables aux résultats de la modélisation antérieure sur les échanges et ne justifient l'élimination d'aucune des hypothèses existant sur les échanges. Le principal apport de ces projets est de contribuer à définir les types de données requises pour améliorer l'appréhension des impacts sur les échanges, telles que les données sur les schémas des déplacements spécifiques de l'âge. Il a été décidé d'élaborer une recommandation de recherche pour répondre à ces besoins.

Taille relative du stock

Il est généralement supposé que le stock Est représente un ordre de grandeur supérieur à celui du stock ouest. Ceci étant, il existe un élément de circularité dans cette position dans le sens où la différence observée dans les évaluations des tailles des stocks peut être due à la définition des captures des stocks en termes de limites de zones. Il existe très peu de données à côté des résultats des évaluations des stocks qui permettent de juger la productivité relative des deux zones de frai connues. On a effectué une comparaison des prises dans les zones orientales et occidentales aux âges 1 et 2 pour la période où une flottille de senneurs occidentale visait de jeunes poissons (années soixante et soixante-dix). Les prises de poisson de l'âge 1 étaient considérablement supérieures à l'Est pendant cette période, mais les prises de poissons d'âge 2 se situaient à un niveau semblable dans les deux zones. Si l'on suppose que les poissons d'âge 1 et 2 sont principalement observés dans les unités de gestion associées à leur lieu de ponte, ces données suggèrent que la production de l'Est ne domine pas de façon totale la production de l'ouest. Cette supposition a constitué la base d'un passage de mélange d'une formulation du modèle à 2 boîtes dans lequel 20% des poissons provenant de l'ouest seraient observés dans l'unité de gestion orientale, tandis que 5% seulement des poissons provenant de l'Est seraient capturés dans l'unité de gestion occidentale.

Le document SCRS/2001/020 présente les informations disponibles au sujet de la distribution, des migrations et du comportement de reproduction du thon rouge de l'Atlantique qui ont une application directe dans les évaluations et dans la gestion. Le Groupe a indiqué qu'il serait à nouveau utile de réviser (a) ce qui est connu, (b) ce qui semble probable et (c) ce qui est inconnu, catégories qui sont rappelées ci-dessous:

Ce qui est connu

- (1) Il existe au moins deux zones de frai.
- (2) Le nombre de poissons qui séjourne du côté de l'Atlantique où ils ont été marqués est supérieur au nombre de poissons qui émigrent à de longues distances, soit à cause d'une préférence pour un lieu

spécifique, soit à cause d'un faible taux de diffusion. Ceci implique la possibilité d'une raréfaction localisée.

Ce qui semble probable

- (3) Il existe un degré considérable de fidélité au lieu de ponte. Ceci semble probable étant donné qu'il existe une conviction générale de ce fait pour d'autres espèces (pas nécessairement des thonidés) pour lesquelles il existe une base permettant de faire une détermination. L'absence de différences génétiques ne justifie pas la situation inverse. A ce jour, l'utilisation des marques-archives n'a pas montré que des poissons avaient visité les deux lieux de ponte connus. On a également observé que, face au manque de preuves montrant une faible fidélité au lieu de ponte, il est prudent d'assumer que cette fidélité existe.
- (4) La distribution des poissons provenant des deux lieux de ponte connus se chevauche, du moins pendant une partie de l'année, dans une grande partie de l'océan Atlantique. Cette conclusion est évidente pour la région qui s'étend de la plate-forme et de la pente continentale de l'Amérique du nord vers le nord-est jusqu'au delà du récif situé au milieu de l'Atlantique. Il existe probablement d'autres chevauchements ailleurs, mais on ne dispose pas encore de données suffisantes pour tirer des conclusions à ce sujet.
- (5) Suite au chevauchement observé dans la distribution du thon rouge énoncé au point 4, certains poissons originaires de l'Est sont capturés dans l'unité de gestion de l'Atlantique ouest et vice versa.
- (6) La zone trophique du thon rouge capturé dans l'unité de gestion ouest-atlantique (originaire de l'ouest et/ou de l'Est) s'étend vers le nord et à l'Est au-delà de 45°W de sorte que le thon rouge est également susceptible d'être pêché dans l'unité de gestion est-atlantique.
- (7) Selon l'actuel schéma de gestion, la prise de poissons originaires de l'ouest réalisée dans l'unité de gestion est-atlantique provoque un taux supérieur de mortalité par pêche sur les poissons originaires de l'ouest que dans le cas inverse. Cette conclusion est probable étant donné que la taille de la population est-atlantique est plus grande que celle de l'Atlantique ouest.

Ce qui est inconnu

- (8) Selon le degré de chevauchement, le point 5 ci-dessus peut également contribuer à une mortalité par pêche supérieure chez les poissons originaires de l'ouest étant donné que les indices de calibrage sont influencés par la contribution des poissons originaires de l'Est.
- (9) La composition des poissons provenant des deux lieux de ponte connus est inconnue à tous les endroits, même s'il semble probable que les poissons observés à proximité des lieux de ponte pendant la saison de frai proviennent pour la plupart de ce lieu de ponte (cf. points 2 et 3).
- (10) Les effets des influences environnementales, océanographiques et d'une autre nature sur les variations à court et à long terme des schémas de déplacement.

Discussions sur les hypothèses de mélange

Une série d'options ont été examinées dans le but d'analyser les impacts du mélange du stock sur les zones 3 et 4. Aucune de ces options n'a satisfait l'hypothèse du stock unique inhérente à l'utilisation de ces unités de gestion, mais il existe des preuves crédibles de la cohérence de groupes régionaux. Il est donc raisonnable d'analyser ces unités de gestion à des fins de gestion.

Il a été décidé que la possibilité de déplacer la limite de gestion vers l'Est dépend de la probabilité avec laquelle les poissons pénétrant dans la région occidentale sont réellement originaires de l'ouest. Sachant

que les informations directes sur l'origine des poissons dans les zones 3 et 4 ne sont pas disponibles, on a évalué trois séries indirectes de preuve.

- 1) Océanographie : on a postulé que les thons rouges sont adaptés aux conditions océanographiques actuelles de sorte qu'ils peuvent suivre le Gulf Stream et concentrer leurs activités trophiques sur des bancs à haute productivité.
- 2) Données de marquage : les informations issues des marques conventionnelles et électroniques apposées sur des poissons au large de la côte Est des Etats-Unis révèlent que le thon rouge est associé au Gulf Stream et passe des périodes considérable sur des bancs en haute mer.
- 3) Situation de l'effort de pêche : on a postulé que les ruptures dans les schémas de pêche reflètent des interruptions dans la disponibilité du thon rouge.

Scénarios concernant le déplacement de la limite du stock ouest

Faisant suite à la recommandation émise dans le document SCRS/2001/020 et à la demande de la Commission, on a accepté l'application de deux propositions visant à évaluer les impacts potentiels du déplacement de la limite régionale vers l'Est : d'une part, en déplaçant la zone 3 dans la région occidentale et, d'autre part, en déplaçant les zones 3 et 4 dans cette même région. Le déplacement de la zone 3 était plus rationnel étant donné que les récupérations de marques et l'effort de pêche se produisent tous deux à l'est de 45°, que le Gulf Stream traverse cette zone et que les marques-archives apposées à l'ouest révèlent l'existence d'une alimentation intense dans la zone 3 à l'Est du Flemish Cap.

La décision d'analyser l'inclusion de la zone 4 dans la région ouest était plus controversée, en partie à cause d'une incidence probablement supérieure des poissons originaires de l'Est dans la zone 4. Quelques poissons s'étant vu apposer des marques conventionnelles ou électroniques sur la côte Est des Etats-Unis ont été recapturés dans cette Aire. La pêche palangrière, qui aurait été la source principale des récupérations de marques dans cette aire, semble enregistrer de faibles taux de récupération, du moins en ce qui concerne les marques conventionnelles. Mather *et al.* (1995) a déclaré que des poissons ayant reçu des marques conventionnelles dans les eaux des Bahamas et du détroit de Floride ont été recapturés au large de la Norvège. On a signalé que le Gulf Stream pourrait constituer un mécanisme de transport permettant aux poissons de l'ouest d'atteindre la zone 4. La conclusion de ces discussions est qu'il n'est pas possible de confirmer ou de démentir la présence de poissons de l'ouest dans la zone 4. Pour cette raison, même si la plausibilité d'une forte présence de poissons de l'ouest dans la zone 4 est inférieure à celle de la zone 3, on a estimé que certaines analyses de l'inclusion de la zone 3+4 dans la région ouest étaient instructives indépendamment de cette plausibilité.

Le Groupe a souligné que les données actuellement disponibles laissent planer une grande incertitude au sujet du comportement migratoire du thon rouge de l'Atlantique. Il est cependant nécessaire de prendre des mesures de gestion, même si l'efficacité de celles-ci dépend du choix de la bonne hypothèse de déplacement. Afin d'évaluer de façon formelle les implications de gestion découlant du choix d'une mauvaise hypothèse de déplacement et des limites du stock, le Groupe a élaboré un exemple de tableau de contingence (**Tableau 2**). Bien que n'ayant pas été débattu en détail par le Groupe, ce tableau a montré une structure possible de tableau de contingence sur les échanges, avec un texte spéculatif introduit dans les cellules. Pour que ce tableau soit utile à des fins de gestion, il faudrait remplir les cellules avec des chiffres provenant des modèles d'évaluation du stock qui puissent modéliser chaque scénario de façon adéquate.

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

Le thon rouge est capturé dans tout l'Atlantique et en Méditerranée (**Figure 1**). Le Secrétariat a présenté des données concernant les prises de thon rouge et les statistiques de débarquement par région, par pays, par entité ou entité de pêche et par engin, pour la période 1950-2001. Ces données tiennent

compte de toutes les modifications adoptées lors de la récente réunion du Groupe de travail *ad hoc* CGPM/ICCAT sur les grands pélagiques de la Méditerranée (Malte, 15-19 avril 2002) concernant les statistiques de la Méditerranée et de l'Atlantique Est (**Tableau 3** ; **Figure 3**).

4.1 Tendances des pêcheries - Est

L'interdiction d'utiliser les filets dérivants dans la pêche au germon a provoqué l'apparition de nouveaux engins dans le golfe de Gascogne qui peuvent affecter la pêche au thon rouge. D'après Anon (2000), plusieurs pays se sont livrés à des essais de pêche expérimentale en utilisant de nouveaux engins comme la senne, la palangre et le chalut pélagique. Alors que les filets dérivants dans le golfe de Gascogne visaient le germon et obtenaient une très faible prise accessoire de thon rouge, ces nouveaux engins semblent prélever une prise accessoire de thon rouge plus importante. En outre, la senne possède une plus grande capturabilité sur le thon rouge que sur le germon. Ceci risque d'accroître le ciblage du thon rouge dans le golfe de Gascogne. D'après les informations fournies par des scientifiques européens, il se peut que des senneurs opèrent en 2003, même si le nombre de bateaux qui vont rejoindre cette pêcherie est inconnu. Sachant que des juvéniles de thon rouge sont capturés dans le golfe, le Groupe est préoccupé par les effets négatifs que peuvent avoir ces nouveaux engins sur la population de cette espèce et recommande de transmettre les informations issues des essais de pêche expérimentale et d'analyser leur impact avant que les nouveaux engins ne commencent à opérer.

Les gains économiques issus de l'engraissement de thon rouge ont amené le secteur privé à investir dans ce système de culture qui est relativement récent. L'intérêt a augmenté de façon extraordinaire ces dernières années comme en témoigne le nombre croissant de centres d'engraissement répartis dans la Méditerranée et la présentation de nouvelles demandes de licence auprès des autorités compétentes. Le thon rouge d'élevage est fourni surtout par les senneurs méditerranéens et, en moindre mesure, par les madragues. Le transfert du poisson vivant de la senne aux cages remorquées se fait en pleine mer (en général, à l'endroit de la prise), simplement en joignant les deux filets. Il y a eu un accord général au sein du Groupe pour admettre que les opérations d'engraissement du thon rouge en Méditerranée affectent de façon considérable la collecte des données sur cette espèce et, par conséquent, la procédure d'évaluation du stock (pour de plus amples détails, voir le document SCRS/2002/010). Tous les pays ayant des flottilles de senneurs impliquées dans des opérations d'élevage se heurtent à la difficulté d'estimer la structure des tailles des prises.

Les participants qui ont assisté à la Sixième réunion CGPM/ICCAT sur les grands pélagiques de la Méditerranée, qui s'est tenue à Malte en avril 2002, ont exposé brièvement les derniers faits de leurs pêcheries visant le thon rouge, qui sont présentés ci-dessous. Par ailleurs, des informations ont été révisées et incluses dans les analyses durant cette session d'évaluation.

Taïpei chinois. La palangre est le seul engin utilisé par les flottilles du Taïpei chinois pour viser le thon rouge dans l'Atlantique Est et en Méditerranée, une pêcherie qui a commencé en 1993. Le nombre de palangriers opérant en Méditerranée varie de 6 à 14 chaque année. Ces bateaux utilisent des engins munis de 7 à 8 hameçons par panier et du matériel en nylon, comme d'habitude, pour pêcher le thon rouge dans les aires indiquées. Les prises de thon rouge obtenues par les flottilles palangrières du Taïpei chinois ont atteint un sommet de 729 t en 1994, avant de diminuer à 504 t (1997) et à 249 t (1999) pour finalement se redresser en 2001 avec 313 t. Cette pêcherie n'a pas connu de changement notable dans l'espace (milieu de la Méditerranée et Atlantique Est) ni dans le temps (mars-mai) depuis 1995. Toutes les prises ont été mesurées en longueur-fourche et pesées de façon individuelle. Les grands individus adultes (la plupart > 180 cm FL) qui migrent pour se reproduire, sont prédominants dans cette prise ; ces informations ont été présentées dans les Documents statistiques Thon rouge de l'ICCAT.

CE-France. Les flottilles de senneurs français opérant en Méditerranée ont utilisé 38 bateaux ces dix dernières années. Cette flottille est obligée de présenter ses carnets de pêche aux termes des réglementations de l'ICCAT et de l'UE. Les informations contenues dans ces documents sont croisées avec les informations relatives aux débarquements/transbordements (surtout en Espagne dans les sorties aux Baléares) afin d'estimer les prises totales. Les prises totales françaises de thon rouge de l'Atlantique

Est et de la Méditerranée se sont élevées à 6.748 t en 2001 (629 t dans le golfe de Gascogne et 6.119 t en Méditerranée).

La pêche de senneurs vise essentiellement des poissons dont la taille moyenne est comprise entre 10 et 30 kg (surtout des classes d'âge 2 et 3) au printemps et en automne, et est pratiquée principalement dans le golfe de Gascogne et en mer Ligurienne. Certains bateaux explorent des lieux de pêche situés dans la Méditerranée centrale. En juin et juillet, la flottille française dirige ses principaux efforts sur de grands poissons (140 et 250 kg) qui vont se reproduire au large des îles Baléares. Il semble que le niveau des prises obtenues lors des sorties des Baléares est déterminé en partie par des facteurs environnementaux qui influencent la disponibilité du thon rouge à l'égard de l'engin utilisé. Il faut souligner que la majorité des prises obtenues en Méditerranée vont directement en Espagne afin d'être débarquées ou mises en cages à des fins d'engraissement, ce qui provoque depuis quelques années de sérieux problèmes au moment d'estimer la composition des tailles dans les prises à partir des débarquements.

CE-Grèce. Les flottilles grecques qui visent les grands pélagiques exploitent principalement la mer Egée, la mer Ionienne et la mer de Crète, mais étendent également leurs activités de façon occasionnelle dans le bassin levantin de l'Est. Les principales espèces ciblées sont l'espadon, le thon rouge et, dans une moindre mesure, le germon. La production grecque de thon rouge est passée d'environ 200 t en 1990 à 1.200 t en 1997. Suite à l'établissement de quotas par la Communauté européenne (CE) et aux recommandations de l'ICCAT visant à réduire la pression de pêche sur le stock, la Grèce a approuvé une réglementation nationale en 2001 qui a pour but de restreindre l'activité de pêche visant les thonidés. Cette législation prévoit qu'un quelconque bateau qui souhaite se joindre à la pêche au thon rouge doit être en possession d'une licence spéciale. La plupart des bateaux visant exclusivement le thon rouge sont disséminés dans le nord de la mer Egée et utilisent essentiellement des lignes à main. On estime leur nombre à environ 200 unités et leurs activités de pêche au thon rouge ont un caractère saisonnier. La principale période de pêche s'étend de septembre à avril en fonction de la demande du marché. Dans le sud de la mer Egée, les flottilles visant les grands pélagiques visent surtout l'espadon, tandis que le thon rouge est une seconde cible ou une prise accessoire, du moins pendant la saison de l'espadon. Pendant cette période, la pêche au thon rouge est principalement réalisée à l'aide de palangres dérivantes de surface. Les lignes à main sont moins fréquentes et le plus souvent utilisées entre les mois d'octobre et de janvier lorsque la législation ferme la pêche à l'espadon.

CE-Italie. La pêche italienne visant les grands pélagiques a connu de profonds changements ces cinq dernières années en raison de différents facteurs. Le principal facteur est l'application de la réglementation de l'ICCAT concernant le système de quotas de thon rouge, la première norme du genre à être établie en Italie et même en Méditerranée. Dans le souci de mieux appliquer ce système de quotas, le gouvernement italien a adopté une loi nationale afin d'identifier tous les bateaux pêchant le thon rouge et de leur attribuer des quotas individuels répartis par engin. Ce système est relativement difficile à contrôler (en raison du nombre élevé de points de débarquement le long des côtes italiennes), même si chaque bateau doit présenter une déclaration statistique des prises. On cherche cependant à améliorer ce système dès lors que l'addition des petits pourcentages éventuels de prises qui n'auraient pas été utilisées ou déclarées par les bateaux peut constituer des quantités importantes à l'échelle nationale. En ce qui concerne la pêche au thon rouge, les prises coïncident avec les quotas, mais l'élévation du thon rouge accentue les difficultés de surveiller cette importante pêche. En effet, une petite partie seulement des prises de la pêche à la senne a été débarquée en Italie en 2001 étant donné que les thons ont été vendus en pleine mer, dans des eaux internationales, et ont été transférés dans des cages flottantes vers d'autres pays. Il n'a pas été possible, par conséquent, d'obtenir la distribution par taille de ces prises à partir des débarquements, problème qui ne fera probablement que s'accroître à l'avenir. Toutes les prises obtenues par d'autres systèmes ont enregistré de faibles variations.

CE-Espagne. La pêche espagnole visant le thon rouge dans l'Atlantique Est et en Méditerranée est restée stable en 2001. Cette pêche est de type artisanal dans l'Atlantique Est et a obtenu une capture moyenne annuelle de 4.000 tonnes durant les 10 dernières années. Par engin, l'appât vivant représente 57% de la capture totale. La madrague maintient quatre unités opérationnelles pendant la période avril-juin

et leurs captures représentent 34%. Une petite flottille pêche de façon sporadique dans le détroit de Gibraltar en utilisant des lignes à main (8%).

En Méditerranée, les pêcheries espagnoles visant le thon rouge ont atteint une prise moyenne d'environ 2.500 t ces deux dernières années. Les senneurs (6 bateaux) ont représenté 69% des prises totales, les palangriers 23%, la ligne à main 4%, les canneurs et les engins de surface environ 2,5%. Les prises obtenues dans les madragues de la Méditerranée ont été pratiquement insignifiantes ces sept dernières années. Les prises et l'effort de pêche sont restés stables en 2001.

CE-Portugal. Les prises portugaises de thon rouge sont obtenues principalement par trois engins : l'appât, la palangre et la madrague. D'autres engins obtiennent des prises minimales, la plupart du temps accessoires.

Une flottille de palangriers opère depuis 1990 dans l'Atlantique Est et en Méditerranée où elle a capturé une moyenne de 300 t. La Méditerranée a constitué la principale zone de pêche de cette flottille jusqu'en 1996, mais a été remplacée par l'Atlantique Est à partir de 1997. Un total de 448 t de thon rouge a été capturé en 2001 dont à peine 64 t proviennent de la Méditerranée. Cette pêcherie a exploité une madrague dans le sud du Portugal depuis 1995. En 2001, les prises de thon rouge obtenues dans cette madrague se sont élevées à 15 t.

Les prises de thon rouge obtenues par les flottilles de canneurs qui opèrent autour de Madère et des Açores connaissent des variations importantes d'une année à l'autre en fonction de l'abondance locale de thon rouge dans les environs de ces îles. Une augmentation importante de l'abondance de grands individus de cette espèce autour des îles a été observée en 1997 et en 1998. Ceci s'est traduit dans les prises des canneurs qui ont atteint respectivement 447 et 252 t. En 2001, les prises sont retombées à 3 t dans les îles atlantiques.

Japon. La pêcherie japonaise opérant en Méditerranée vise intégralement le thon rouge à l'aide de la palangre. Cette pêcherie capture accidentellement une petite quantité d'espadon. Les captures de thon rouge obtenues en Méditerranée ont diminué récemment en passant d'environ 800 t en 1995 à moins de 150 t en 2000, bien que l'effort de pêche se soit maintenu à un niveau relativement élevé. Il n'y a pas eu de changement significatif quant à la zone et à la saison de pêche. Les adultes de grande taille qui migrent pour le frai sont prédominants dans cette capture. Le Japon a interdit à sa flottille palangrière de pêcher dans cette zone pendant le frai, qui couvre actuellement les mois de juin et juillet. Le nombre de bateaux est également limité à 35 unités par an. Les prises japonaises obtenues en 2001 dans l'Atlantique Est et en Méditerranée se sont élevées à 2.221 t (voir également section 4.2).

Malte. La saison du thon rouge s'étend de mai à juillet. En 2001, cette espèce a été ciblée par 58 bateaux polyvalents de moins de 24 m de long. L'engin utilisé est la palangre dérivante de surface. La pêche est pratiquée principalement dans le sud-ouest de la région et s'éloigne progressivement de la côte selon le déplacement habituel du thon rouge.

Maroc. Le thon rouge est principalement exploité avec des madragues et des lignes à main au Maroc ; il constitue une prise accessoire de la pêcherie des senneurs. La production de thon rouge affiche une tendance à la hausse et a atteint 2.923 t en 2000. Le thon rouge capturé avec des lignes à main a une longueur-fourche moyenne de 228 cm.

Tunisie. Les poissons qui sont habituellement inclus dans la catégorie de grands pélagiques comptent parmi les plus importants de tous les poissons pêchés sur les côtes de la Tunisie, comme le thon rouge (*Thunnus thynnus*), la thonine (*Euthynnus alletteratus*), le bonite à dos rayé (*Sarda sarda*), l'auxide (*Auxis rochei*) et l'espadon (*Xiphias gladius*). Les deux premières espèces continuent d'alimenter une industrie locale dès lors qu'une partie importante du poisson capturé est mise en conserve. Le thon rouge et l'espadon constituent les espèces préférées pour le marché d'exportation. Une grande partie de ces produits est destinée au Japon et à certains pays européens. En 2001, une proportion importante du thon

rouge pris à la senne, estimée à 1.400 t, a été exportée en Espagne à des fins d'engraissement avant d'être exportée au Japon.

En dépit de la réduction importante du nombre de thoniers qui est passé de 70 unités en 1999 à 45 unités seulement en 2001, les prises totales, et notamment celles de thon rouge, n'ont pas diminué. A cette date, près de 45 thoniers ayant une longueur hors-tout comprise entre 15 et 38 mètres pratiquent la pêche aux thonidés le long des côtes tunisiennes. Une quarantaine de palangriers continuent d'opérer dans les eaux tunisiennes où ils ciblent l'espadon. Le principal effort est concentré dans le nord du pays. Ceci étant, cette activité s'est progressivement généralisée le long de toute la ligne côtière de la Tunisie. Les prises de thonidés et d'espèces voisines (espadon) obtenues en 2001 ont atteint 8.482 t (cf. NAT/2002/015). Quant à la distribution par espèce, les thonidés mineurs constituent 60% de la prise totale avec 5.628 t, tandis que le thon rouge est estimé à 2.287 t, ce qui ne représente que 27% de la capture. Les débarquements de thon rouge par les senneurs constituent actuellement 90% de la capture nationale. La contribution de deux madragues dans la prise nationale de thon rouge ne cesse de diminuer. En 2001, la production des madragues n'a pas dépassé 3 t, ce qui représente moins de 2% des prises de thon rouge.

Libye. En général, la saison de pêche au thon rouge commence la dernière semaine d'avril en Libye et s'étend jusqu'à la première semaine de juillet. Cette pêche utilise différentes méthodes comme le filet piège, la senne et la palangre. On a commencé à utiliser les filets pièges en 1920 lorsque plusieurs madragues étaient opérationnelles. Le nombre de ces madragues s'est réduit à trois unités seulement en 2000. Elles sont toutes les trois situées sur la côte ouest de la Libye. Six senneurs pêchent d'habitude dans les eaux libyennes et la pêche palangrière est pratiquée par cinq bateaux libyens ainsi que par plusieurs sociétés conjointes. Les prises totales de thon rouge de la Libye, en particulier celles qui sont obtenues dans les filets pièges, varient d'une année à l'autre.

Turquie. Depuis 2001, la pêcherie au thon rouge pratiquée dans les eaux turques se déroule de mai à la mi-juillet dans l'Est de la Méditerranée et en mer Egée. Elle obtient également des prises dans la mer de Marmara. Les principales prises de la pêcherie turque visant le thon rouge sont réalisées par 22-28 senneurs. En 2001, la prise de thon rouge obtenue dans les eaux turques était de 2.100 t et les individus capturés avaient une longueur moyenne de 145 cm. En 2002, trois élevages comprenant 16 cages ont commencé à élever des thons rouges dans l'Est de la Méditerranée et en mer Egée.

4.2 Tendances des pêcheries - Ouest

Canada. Les débarquements nominaux de thon rouge de l'Atlantique réalisés par le Canada se sont élevés à 549,1 t en 2000. On estime en outre que la flottille palangrière visant l'espadon a produit 46 t de rejets morts. En 2001, les débarquements nominaux ont été chiffrés à 523,7 t auxquelles il faut ajouter 13,2 t de rejets morts.

Les pêcheries canadiennes de thon rouge opèrent dans plusieurs zones géographiques au large des côtes atlantiques, de juillet à novembre, période durant laquelle cette espèce migre dans les eaux canadiennes (**Figure 4**). Les principales pêcheries commerciales se trouvent au large de la Nouvelle Ecosse (Hell Hole, canne et moulinet/ligne à main; Baie de Fundy, harpon; Baie de Ste Marguerite, madrague; Canso, canne et moulinet; et Halifax, canne et moulinet/ligne à main), au sud du golfe du St Laurent (ligne à main/canne et moulinet), et sporadiquement le long de la côte occidentale et au centre des Grand Banks (ligne à main/canne et moulinet). Généralement, la localisation du thon rouge capturé dans ces zones a suivi un schéma cohérent ces deux dernières années et est comparable à celle signalée par Stone et Porter (SCRS/98/042) pour la période 1994-1997. Depuis le début de la pêcherie dans le Hell Hole en 1988, les prises de ce lieu ont prédominé dans la pêche canadienne, sauf en 2000 où les prises du golfe du St Laurent ont dépassé le Hell Hole en importance. La tendance a cependant changé en 2001 et est à nouveau semblable à celle des années 1990. La tendance générale des principales pêcheries (golfe du St Laurent, Hell Hole, Baie de Fundy) a montré une diminution du poids moyen ces cinq dernières années.

Etats-Unis. La pêcherie de thon rouge des Etats-Unis reste réglementée par des quotas, des saisons, des restrictions d'engins, des limites sur les prises par sortie et des limites de taille. L'objectif de ces réglementations est de réduire les débarquements totaux des Etats-Unis et de respecter les recommandations de l'ICCAT. Les bateaux des Etats-Unis qui pêchent dans le l'Atlantique nord-ouest (golfe du Mexique compris) ont débarqué en 2001 un volume estimé à 1.589 t de thon rouge. Ces débarquements estimés constituent une hausse de 377 t par rapport aux débarquements de 2000. Les débarquements de 2001 ventilés par engin offrent les chiffres suivants : 196 t à la senne, 102 t au harpon, 9 t à la ligne à main, 38 t à la palangre (dont 20 t dans le golfe du Mexique), 1.244 t à la canne et moulinet (dont 243 t correspondent à l'estimation provisoire du thon rouge de moins de 145 cm SFL pris au large de la côte nord-est du pays) et moins de 1 t par les autres engins.

Suite aux réglementations de 1992 limitant la prise admissible de petits poissons par les pêcheurs américains, en vertu des accords adoptés par l'ICCAT, la pêche à la canne et au moulinet fait l'objet d'une surveillance renforcée depuis 1993 dans le but de fournir des avis pratiquement en temps réel sur les niveaux des prises de cette pêcherie. Cette activité de surveillance a été poursuivie et a inclus une estimation des prises en utilisant des catégories de taille plus fines que celles dont il est question plus haut. Les estimations provisoires de la pêche à la canne et au moulinet de 2001 au large de la côte nord-est des Etats-Unis (y compris la pêcherie d'hiver en Caroline du Nord) concernant les débarquements dans différentes catégories de taille font état de 3.470 poissons de 66-114 cm, 4.308 poissons de 115-144 cm et 1.599 poissons de 145-177 cm (soit respectivement 80 t, 163 t et 124 t). On a en outre estimé des rejets morts de 1.360 t de poissons <66 cm et de 3 poissons de 66-114 cm (soit respectivement 6 t et 0,05 t). Il faut souligner que les débarquements supplémentaires de thon rouge >177 cm SFL sont surveillés à l'aide d'un système de déclaration des ventes.

Les comptages des rejets morts de thon rouge inscrits dans les livres de bord ont donné 25 t en 2001. Les autres estimations de ce tonnage, fondées sur les données d'observateurs, sont généralement plus élevées que les comptages des livres de bord. Les Etats-Unis ont entrepris la révision scientifique des méthodes utilisées dans l'estimation des rejets morts de thon rouge en 2001. Cette étude s'est déroulée en deux temps. Dans la première phase, on a demandé à trois scientifiques indépendants engagés par le Center for Independent Experts (CIE) de l'Université de Miami d'examiner les approches utilisées pour estimer les prises accessoires de tortue marine et d'autres espèces (les méthodes utilisées pour les tortues et le thon rouge étaient les mêmes) dans le cadre d'une étude plus large portant sur l'évaluation du stock de tortue marine. Aucun de ces scientifiques n'a formulé de recommandation visant à améliorer les méthodes d'estimation des prises accessoires qui ont été utilisées. Comme cette révision a été jugée trop étendue pour pouvoir donner lieu à des commentaires détaillés et à des recommandations visant à améliorer l'approche méthodologique, on a chargé deux autres scientifiques indépendants de mener une seconde étude, plus détaillée, à nouveau à travers le CEI. Les commentaires de cette étude ont été reçus à la mi-septembre 2001 et ont donné lieu à l'engagement de scientifiques du CEFAS Lowestoft Laboratory qui ont été chargés de mener une analyse plus approfondie des données des livres de bord et des observateurs dans le but d'estimer les rejets morts de thon rouge (et d'autres espèces). Un des scientifiques a recommandé de continuer à utiliser les comptages de livres de bord pour surveiller la conformité des Etats-Unis avec l'autorisation des rejets de poissons morts négociée pour le programme de redressement du thon rouge de l'Atlantique ouest jusqu'à ce qu'on introduise des recommandations techniques devant améliorer les méthodes statistiques pour estimer les rejets. Suite à cette recommandation, les valeurs des comptages de rejets de poissons morts issus des livres de bord ont été introduites dans la base de données de l'ICCAT pour la période 1987-2001.

Japon. Le Japon utilise la palangre pour pêcher le thon rouge dans l'océan Atlantique et le nombre total de bateaux opérant dans tout l'Atlantique est de 200 unités. Le nombre total de bateaux pêchant le thon rouge dépasse la centaine depuis quelques années. En termes de poids de prise, le thon rouge ne constitue pas l'espèce la plus importante, mais suscite néanmoins l'intérêt des pêcheurs étant donné le prix élevé auquel il est vendu. L'établissement de mesures de gestion pour cette espèce implique une limitation du nombre de bateaux ainsi que du nombre de poissons capturés par ces derniers. Les dernières captures tournent autour de 400-500 t, 2.100-2.800 t et 130-400 t respectivement pour l'Atlantique ouest, l'Atlantique Est et la Méditerranée. Cette pêche se déroule dans une latitude moyenne-haute entre 35°N et

70°N et couvre une zone s'étendant pratiquement de 65°W dans l'Atlantique ouest à 25° E en Méditerranée. Comme d'autres pays, le Japon utilise une « année de pêche » pour gérer sa flottille qui commence en août. Peu après l'ouverture de la pêche en août, les bateaux se déplacent au large des eaux islandaises et de l'Irlande dans la zone comprise entre 50° N et 65°N. Au fur et à mesure que la saison avance, ils se dirigent vers le sud-ouest pour atteindre la zone 20°W - 45°W et 40°N - 50°N en décembre. La pêche continue jusqu'à la fin février. Cette zone (de l'Islande jusqu'à l'Atlantique central) est un objectif relativement récent et fait l'objet d'une pêche intensive depuis environ 1990 dans la partie sud et depuis 1995 dans la partie nord. Certains bateaux opèrent également dans l'Atlantique ouest de novembre à janvier dans la zone comprise entre 45°W et 70°W jusqu'au moment où la pêche est fermée par la réglementation. Certains de ces bateaux commencent alors à opérer en mars dans la zone comprise entre 10-30°W et 30-40°N. Ils continuent ensuite à pêcher et se déplacent progressivement vers l'Est. Fin avril, la flottille se dirige vers la Méditerranée et atteint la ligne 25°E à la fin mai. Certains bateaux restent au dehors de la Méditerranée et opèrent dans les eaux du détroit de Gibraltar. La pêche se termine à la fin du mois de juin.

4.3 Données de prises – Est

La plupart des scientifiques se montrent sceptiques quant à la qualité des données des pêcheries, en particuliers des prises des différentes flottilles obtenues en 1998. Le Groupe a déjà manifesté son inquiétude au sujet de la qualité des données de prise et d'effort. La situation ne s'est pas améliorée depuis lors et la qualité des données s'est même appauvrie (par exemple, les valeurs des prises combinées NEI a atteint près de 2.000 t en 1999). Ces grandes incertitudes ont provoqué le report de l'évaluation du stock de l'Atlantique Est et de la Méditerranée en 2000. La Commission a demandé récemment qu'une évaluation actualisée de ce stock soit réalisée. Comme la qualité des données (en particulier, les statistiques des prises) ne s'est pas améliorée, on a donné la priorité aux analyses de sensibilité qui ont examiné des scénarios alternatifs de prises afin de déterminer en quelle mesure les incertitudes existant dans les données de prises affectent ces analyses.

D'après la base de données ICCAT (cf. **Tableau 3**), les prises déclarées ont atteint un sommet de 50.762 t en 1996 et ont diminué de façon considérable jusqu'à 33.754 t en 2000. La hausse et la diminution qui l'a suivie se sont produites principalement dans les prises de la Méditerranée.

Il a été décidé de ne pas mener d'évaluation avec les données de 2001 étant donné que plusieurs pays ayant des prises considérables de thon rouge n'avaient pas encore présenté leurs données à la date limite de juillet 2002.

Prises actualisées

A côté des prises actualisées fournies durant la réunion CGPM-ICCAT, deux pays ont apporté des données Tâche I pour 2001. L'Italie et la Turquie ont déclaré leurs données Tâche I pour 2001 pendant la réunion, mais après la date limite, ce qui explique que ces données n'ont pas pu être prises en compte dans les analyses.

Révision des prises historiques

Trois pays ont présenté une révision de leurs prises historiques lors de la réunion de 2002 :

Algérie. Les données Tâche I révisées qui ont été déclarées par l'Algérie pour les années 1991-1997 n'ont pas été introduites dans les analyses étant donné qu'aucune justification scientifique n'a été apportée ni lors de la réunion CGPM-ICCAT, ni lors de cette réunion. Le Groupe a recommandé que le SCRS de 2002 se prononce sur l'acceptabilité de cette révision des données. Par ailleurs, le Groupe a fait remarquer que les données algériennes à partir de 1998 avaient été acceptées étant donné qu'il s'agissait de nouvelles données ; ceci démontre cependant qu'il existe une incohérence dans la base de données de l'ICCAT entre ces deux périodes de temps.

Libye. La révision des prises libyennes des années 1990-1996 a été acceptée étant donné que le scientifique libyen présent à la réunion a apporté les informations demandées par le Groupe. Dans le souci de garantir la qualité de cette révision, le Groupe a recommandé d'inclure la justification dans le rapport national de ce pays et de la présenter à la réunion du SCRS de 2002.

Malte. La révision historique des prises maltaises (SCRS/2002/096) a été acceptée lors de la réunion CGPM-ICCAT qui s'est tenue en avril 2002 et a été prise en compte par le Groupe.

Scénarios de capture alternative

Le Groupe a examiné différentes causes possibles des déclarations erronées des prises (y compris l'absence de déclaration de la part de pays membres et non-membres). Il a été admis que la principale raison des déclarations erronées est probablement l'application d'un quota en 1996 et 1998 pour l'Atlantique Est et la Méditerranée. On a soupçonné l'existence de sur-déclarations avant 1996-1998, tandis que les sous-déclarations se sont produites principalement à partir de 1998. Le Groupe a reconnu cependant qu'on disposait de peu d'informations quantitatives pour caractériser et mesurer de façon précise ces déclarations erronées. On possède cependant quelques informations quantitatives et d'autres semi-quantitatives telles que les prises combinées NEI. En outre, le Groupe a examiné les tendances historiques dans les prises pour différents engins comme la senne (PS), la palangre (LL), la ligne à main (Hand), l'appât (BB), les madragues et autres, et a observé une augmentation prononcée au milieu des années quatre-vingt-dix dans le cas des trois premiers engins (**Figure 5**). Après une discussion relativement longue sur l'ampleur des déclarations erronées relatives à différentes années et à différents engins, le Groupe a décidé de créer un scénario de capture alternative qui serait aussi simple que possible et qui reprendrait les points essentiels qui ont été débattus. Ce scénario de capture alternative a été fondé sur une sur-déclaration de 25% pendant les années 1993-1997 et sur une sous-déclaration de 25% à partir de 1998 pour les prises de PS, LL et Hand. La valeur de 25% a été choisie parce qu'elle correspond au fait que le quota avait été établi au départ à 75% des prises déclarées pour les années 1993 et 1994 (le chiffre le plus élevé des deux). L'objectif de ce scénario de capture alternative n'est pas de représenter « la vérité », mais d'examiner les effets éventuels d'un scénario de capture différent sur les productions de modélisation, étant donné que le Groupe a estimé que le système des TAC avait affecté la déclaration des captures. La **Figure 6** montre les deux scénarios de capture. Ceci dit, comme les calculs de ce scénario alternatif ont été réalisés dans la matrice des prises par âge, on a appliqué 15% d'individus pour les sur-déclarations et les sous-déclarations sans modifier les données de 2000.

Révision de la prise par taille

On a dû effectuer quelques substitutions étant donné que toutes les flottilles n'ont pas transmis des données de taille. Le Groupe a examiné attentivement les substitutions des années 1998-2000 en tenant compte de la similitude entre engins, zones et années. Le tableau révisé figure comme **Tableau 4**. Le nombre de substitutions a augmenté de façon considérable ces dernières années et a atteint des valeurs de plus de 66% pour les prises de la Méditerranée. En 1998, 17.881 t sur 27.003 t ont été déclarées sans la moindre donnée de taille. Étant donné le peu de temps disponible, le Groupe s'est limité à vérifier les substitutions pour ces trois dernières années, tout en sachant que cette vérification devrait être faite pour toute la période analysée.

Le Groupe a reconnu qu'un tel niveau de substitutions accroît le niveau d'incertitudes dans les données des prises. Il a également souligné que le problème des substitutions ne doit pas cacher le fait que l'ICCAT possède peu d'information au sujet de la qualité et de la quantité des données de taille des échantillons au moment où elles sont transmises ; il se peut également qu'il y ait dans certains cas des niveaux élevés d'extrapolation des données des prises des échantillons.

Courbes de capture

Avant d'effectuer la moindre analyse, le Groupe a examiné la base de données des prises par âge (**Tableau 5**) afin de déterminer si la substitution provoquait d'éventuels schémas étranges et/ou une éventuelle incohérence avec les données Tâche I (**Figure 7**). En général, les données de prises par âge étaient cohérentes avec les données Tâche I (la différence due à la substitution se situait entre 1% et 4%). Les données des prises par âge n'ont révélé que deux problèmes mineurs en 1971 et en 1975 qui ont été résolus. Certains de ces problèmes concernaient la procédure d'âgeage qui devrait également être vérifiée à l'avenir. On a également observé une classe d'âge 1995 exceptionnellement forte dans ces données concernant tout le stock de l'Atlantique Est et de la Méditerranée dans la période 1970-1995 (**Figure 8**).

4.4 Données de prises – Ouest

Prise déclarée

Les prises déclarées de 2000 et 2001 (estimation des rejets comprise) pour l'Atlantique ouest se sont élevées respectivement à 2.665 t et 2.646 t. De façon générale, ces prises sont cohérentes avec les prises moyennes d'environ 2.500 t qui ont été déclarées depuis le milieu des années 1980. Le Groupe a réexaminé le tableau des prises et a introduit certaines modifications pour le thon rouge de l'ouest pour lequel on disposait de nouvelles données. Ces modifications comprenaient la révision des estimations des rejets palangriers des Etats-Unis pour la période 1987-1999 afin de correspondre aux révisions des prises par taille transmises au Secrétariat. Les données de prise Tâche I, telles qu'elles figurent au **Tableau 3** et à la **Figure 3**, ont été approuvées.

Prise non déclarée

Lors de l'évaluation du thon rouge de 2000, on a signalé que, d'après les données du Document statistique Thon rouge fournies par le Japon, 429 t de thon rouge capturé par des bateaux sous pavillon de la Guinée équatoriale en 1999 avaient été exportées au Japon. L'origine de ces poissons provient des DSTR et n'est donc pas nécessairement correcte. En suivant le même critère, les registres du DSTR fournis par le Japon ont identifié 143 t de thon rouge capturé par des bateaux qui battaient le pavillon de la Guinée équatoriale en 2000. On a précisé que les prises importées ces dernières années de la Guinée équatoriale provenaient uniquement de l'Atlantique Est et de la Méditerranée, mais qu'en 1999, elles provenaient pour la première fois de l'Atlantique ouest en plus de l'Atlantique Est. En 1999, les prises de la Guinée équatoriale ont été exportées au Japon au départ de Port of Spain, Trinidad-et-Tobago et Las Palmas (Espagne) ; de même, en 2000, environ 25% des 143 t ont été débarquées à St-Pierre et Miquelon et le reste à Las Palmas. Bien que Port of Spain et St-Pierre et Miquelon soient situés dans l'Atlantique ouest, le Groupe n'a pas été en mesure de confirmer l'origine de ces prises qui sont par conséquent, incluses dans l'Atlantique ouest comme NEI-81. Selon le même procédé, un volume de 127 t et 49 t a été répertorié pour le Sierra Leone (NEI-40) respectivement pour 2000 et 2001.

Prise par taille (CAS) et prise par âge (CAA)

Le document SCRS/2002/101 contient le schéma de substitution qui a été présenté par le Secrétariat pour le thon rouge de l'Atlantique ouest afin d'actualiser la prise par taille utilisée lors de la session d'évaluation de 2000 jusqu'à 2001 compris. Pour la plupart des pêcheries, les données de prise par taille ont été récemment fournies par les scientifiques nationaux. Les données de prise par taille correspondant aux nouvelles séries de rejets morts pour les pêcheries palangrières atlantiques des Etats-Unis ont également été présentées par les scientifiques nationaux. Les prises du RU-Bermudes, Brésil-Guinée équatoriale, Guinée équatoriale et Mexique ne sont pas assorties de données de taille correspondantes. Comme ces prises étaient prétendument constituées d'une majorité de gros poissons, les données de taille de la pêche palangrière des Etats-Unis ont été utilisées comme données de taille de substitution. Dans le cas du Mexique, ce procédé est conforme à la pratique antérieure. La même procédure de découpage des âges utilisée depuis plusieurs années a été à nouveau employée pour convertir la prise par taille en prise

par âge. Cette procédure a recours à la courbe de croissance issue du document SCRS/93/052, et une séparation modale empirique pour les âges 1-3, selon le cas, a été appliquée comme par le passé pour convertir la prise par taille en prise par âge. Les résultats de l'Atlantique ouest sont récapitulés au **Tableau 6** (zones 1+2). Le **Tableau 74** indique le poids à l'âge à partir du découpage des âges pour l'Atlantique ouest.

4.5 Scénarios de mélange

Suite à la demande de la Commission de 2001, le Groupe a examiné l'hypothèse de travail de la délimitation des stocks de thon rouge de l'Atlantique Est et ouest, qui est établie actuellement à 45°W. On a établi trois scénarios de délimitation, dont les fondements sont décrits de façon plus détaillée dans la section 4.3, en utilisant les zones définies dans le Rapport de l'Atelier ICCAT sur les Echanges de thon rouge (SCRS/2001/020). La prise par âge a été définie de façon séparée pour la zone 3 (**Tableau 8**), en utilisant la palangre japonaise, qui représente presque toutes les prises obtenues dans cette zone. Les procédures de découpage des âges du stock ouest ont été appliquées aux données de prise par taille. De façon similaire, la prise par âge a été définie de façon séparée pour la zone 4 (**Tableau 9**) en utilisant la prise par taille pour la palangre japonaise ainsi que pour l'Islande et les îles Féroé. Il faut signaler que la prise par taille de l'Islande et des îles Féroé a été remplacée par les données palangrières japonaises. Même si on a recensé de petites prises de la palangre japonaise dans la zone 3 vers 1959, le tonnage capturé était très faible et les matrices des prises par âge pour les zones 3 et 4 n'ont été développées qu'à partir de 1985.

5 Indice d'abondance relative

5.1 Indices d'abondance relative – Est

CPUE standardisée

A la dernière réunion, le Groupe avait utilisé cinq séries de CPUE pour l'évaluation du stock est-atlantique et de la Méditerranée dont seuls les indices de la madrague espagnole et de la palangre japonaise étaient standardisés. On a enregistré une nette amélioration en 2002 en ce sens que les neuf séries de CPUE présentées étaient standardisées. Cinq de ces indices se rapportaient à la pêche des canneurs espagnols dans le golfe de Gascogne, un autre indice aux madragues atlantiques espagnoles et les trois restants aux pêcheries palangrières du Japon et du Taïpei chinois opérant dans l'Atlantique Est et en Méditerranée. Il faut souligner qu'on n'a pas fourni d'indice de CPUE indépendant des pêcheries, mais que deux études scientifiques - l'étude sur l'œuf des Baléares (SCRS/2002/041) et les prospections aériennes du golfe du Lion et de la mer Tyrrhénienne (SCRS/2002/085) - ont été commencées en 2000 de sorte que des indices d'abondance indépendants des pêcheries pourront être fournis dans un avenir proche. En outre, le document SCRS/2002/097 présente une révision historique des prises de la pêche libyenne à la madrague qui s'est déroulée dans le cadre du projet COPEMED. Ce document met en lumière l'interaction entre les pêcheries de senneurs et les prises des madragues. Le document SCRS/2001/126 présente une série de CPUE standardisée des pêcheries de madragues tunisiennes. Il a été recommandé d'effectuer des analyses complémentaires afin d'actualiser et de valider cette série.

Le Groupe a examiné les indices d'abondance suivants :

Indice des canneurs dans le golfe de Gascogne (SCRS/2001/132). On a estimé des taux de CPUE relative par classe d'âge (1 à 5+) pour le thon rouge de 1975 à 2000 en utilisant des modèles linéaires généralisés mixtes (GLMM). La classe d'âge a été incluse comme facteur fixe dans les spécifications du modèle. Dans cette étude, on a utilisé de nouvelles données de prise et d'effort concernant le thon rouge qui provenaient de deux sources différentes: les prises par sortie et les prises issues des carnets de pêche. Les prises ont été modélisées en utilisant un modèle delta-lognormal avec des interactions modélisées comme effets aléatoires. Dans l'ensemble, les tendances annuelles et les coefficients de variation étaient semblables dans les deux jeux de données par classe d'âge. En général, la procédure de standardisation a

montré que les caractéristiques des bateaux et l'instrumentation liée à la pêche (progrès technologiques) ont un effet relativement faible sur les taux de capture observés pour le thon rouge dans cette pêcherie. Dans la période étudiée, on a observé quatre cohortes importantes avec une périodicité de 5 à 6 ans, qui correspondent aux cohortes de 1975, 1982, 1987 et 1994, la dernière comprenant une classe d'âge exceptionnellement grande. On a également signalé que l'exceptionnelle classe d'âge 1994 a aussi été observée dans la prise par âge de l'ensemble du stock oriental (cf. **Figure 8**). Le Groupe a reconnu les efforts réalisés pour standardiser cet indice et a accepté d'inclure au départ cinq âges dans le calibrage de la VPA : 1,2,3,4 et 5+ pour 5, dès lors que les âges plus avancés sont peu représentés dans les prises de cette pêcherie.

Madragues espagnoles dans l'Atlantique (SCRS/2002/109). Ce document a actualisé les indices standardisés pour les madragues en utilisant une approche GLM avec un postulat d'erreur log-normale pour la période 1981-2000. Le Groupe a émis certaines craintes au sujet des valeurs résiduelles sachant qu'un schéma bimodal avait été identifié. On a suggéré de poursuivre l'analyse des données en utilisant un modèle delta. L'analyse requise des prises quotidiennes en utilisant un modèle delta avec un postulat d'erreur binomiale négative a été présentée en appendice au document SCRS/2002/109. Voyant que les schémas résiduels s'amélioraient, le Groupe a décidé d'utiliser l'indice aux fins de calibrage pour l'âge 6+. Par ailleurs, le Groupe a recommandé de réaliser la standardisation de l'indice par âge.

Palangre japonaise (SCRS/2002/103). Le document a présenté des séries de CPUE pour différentes zones de l'Atlantique (fondées sur les zones convenues lors de la réunion de 2001 sur les échanges de thon rouge) standardisées selon le GLMM avec un postulat d'erreur log-normale. Compte tenu des schémas résiduels et du nombre d'observations zéro dans l'indice de l'Atlantique central (zones 3 et 4), le Groupe a recommandé de refaire l'analyse des données en appliquant une approche de modèle delta qui a été ajoutée en appendice au document SCRS/2002/103. Comme le schéma résiduel était nettement meilleur, le Groupe a décidé d'utiliser ces séries pour calibrer la VPA pour les âges 8+. Pour des raisons de cohérence avec les évaluations précédentes, on a combiné la zone de Gibraltar et de la Méditerranée dans une seule série. On a également utilisé un indice pour tout l'Atlantique Est et la Méditerranée (y compris l'Atlantique central) dans cette évaluation étant donné que la pêche palangrière pratiquée par le Japon dans l'Atlantique central (définie comme est-atlantique) est une pêcherie stable depuis dix ans. C'est pour cette raison qu'on a utilisé l'indice de tout l'Atlantique et la Méditerranée pour les passages d'essai.

Série de CPUE palangrière du Taïpei chinois (SCRS/2002/102). Cette étude a estimé l'indice d'abondance dans l'Atlantique Est et en Méditerranée de 1993 à 2001. On a postulé un modèle GLM avec une erreur log-normale sans effet aléatoire. Le Groupe a réalisé que cette série se constituait de données très inégales en raison des modifications observées dans la zone et le mois de pêche. On a recommandé de les réviser en regroupant toutes les zones dans une seule zone atlantique et dans une seule zone méditerranéenne et de n'utiliser que les meilleurs mois d'échantillon dans la période échantillonnée (avril et mai). On a présenté cet indice révisé, mais des analyses approfondies ont révélé des erreurs dans les données de prise, ce qui a décidé le Groupe à ne pas l'utiliser dans le calibrage de la VPA. Le Groupe a suggéré de réviser cette série afin de pouvoir l'utiliser dans les prochaines évaluations et d'effectuer une analyse conjointe avec la série japonaise afin d'élaborer un indice combiné.

En ce qui concerne les séries des senneurs français utilisées dans les évaluations précédentes, le Groupe a signalé qu'on disposait de très peu d'information écrite sur le processus de standardisation réalisé lors de la session d'évaluation du stock de 1998. On a comparé l'indice des senneurs en Méditerranée et l'indice nominal et restandardisé des canneurs espagnols dans le golfe de Gascogne et on a découvert de grandes différences entre les séries, mêmes si celles-ci n'étaient pas associées à l'âgeage, mais à la standardisation. La comparaison des indices nominaux a montré davantage de similitudes que celle des indices standardisés. Le Groupe a décidé de ne pas utiliser les indices des senneurs français à des fins de calibrage étant donné qu'aucune actualisation n'a été faite en raison de la difficulté de caractériser les changements dans l'effort effectif de pêche des senneurs et des divergences dans les tendances avec l'indice des canneurs espagnols pour les mêmes âges.

Les cinq indices utilisés dans l'évaluation de 1998 et en 2002 pour les passages de validation sont présentés dans le **Tableau 10**. Les nouveaux (2002) indices et les indices révisés sont présentés dans le **Tableau 11** et dans la **Figure 9**.

5.2 Indices d'abondance relative - Ouest

L'information provenant de toutes les séries de données de taux de capture utilisées dans l'évaluation précédente du thon rouge ouest-atlantique (Tableau 5 du Rapport de la session d'évaluation du stock de Thon rouge, SCRS ICCAT, 2000, SCRS/200/024) a été actualisée, dans la mesure du possible, et mise à la disposition des scientifiques pour l'évaluation actuelle (**Tableau 12, Figure 10**). En 1998, plusieurs séries de taux de capture nouvellement analysées ont également été présentées et le traitement analytique de deux des indices (canne et moulinet, Etats-Unis, petit, et canne et moulinet, Etats-Unis, grand) a entraîné la séparation de ces séries temporelles en deux stances. Ce traitement des séries temporelles s'est poursuivi dans les actualisations présentées dans le document SCRS/2001/089. L'une des séries antérieurement disponibles, qui a été actualisée et utilisée pour l'évaluation actuelle, s'est fondée sur une prospection systématique, indépendante des pêcheries (Prospection larvaire réalisée par les Etats-Unis dans le golfe du Mexique, SCRS/2002/091). Une autre s'est basée sur des données de taux de capture obtenues auprès des pêcheries canadiennes de ligne à main visant les grands poissons dans le golfe du St Laurent, laquelle a également été mise à jour pour inclure des informations supplémentaires, et standardisée par le biais d'un modèle linéaire généralisé (SCRS/2002/081). On a également apporté une analyse actualisée de la pêche palangrière américaine pratiquée dans le golfe du Mexique (SCRS/2002/090). Le document SCRS/2002/103 a actualisé les taux de capture à partir de la pêche palangrière japonaise pour 7 combinaisons différentes de données représentant différentes combinaisons de l'Atlantique ouest, central, Est plus Méditerranée.

Le document SCRS/2002/103 a présenté les résultats de diverses analyses GLM des séries temporelles de taux de capture japonaise de thons rouges. Le travail présenté dans ce document faisait suite au Plan de travail Thon rouge 2002 (**Appendice 2**). Ces séries temporelles ont été modélisées à l'aide de modèles linéaires généralisés mixtes avec des termes d'effets aléatoires pour des interactions année*zone et année*mois ainsi que année*zone*mois, procédure recommandée dans le document SCRS/96/063 (Rév.) pour tenir compte de la corrélation entre les observations dans les séries temporelles de taux de capture. On a ajouté une constante (10% de la CPUE moyenne) à chaque cellule de CPUE afin de tenir compte de la transformation logarithmique des données pour la modélisation.

Le Groupe a décidé d'appliquer la même série temporelle historique dans cette évaluation. On a toutefois fait remarquer que l'application d'une approche delta-lognormale de ces données serait plus cohérente avec la modélisation utilisée pour les autres séries temporelles et on a recommandé d'étudier cette approche pour la série temporelle palangrière du Japon pour la prochaine évaluation.

Les Etats-Unis ont présenté un indice indépendant des pêcheries basé sur une prospection larvaire réalisée dans le golfe du Mexique pendant la saison de frai (SCRS/2002/091), un indice dérivé des captures palangrières du golfe du Mexique et des eaux adjacentes (SCRS/2002/090), et de nombreux indices de la pêche à la canne/moulinet pratiquée au large du nord-est des Etats-Unis (SCRS/2002/089). Tous les indices ont dérivé de l'approche selon laquelle des analyses sont effectuées séparément sur la proportion des observations avec captures positives et sur les captures positives.

Le Groupe a examiné l'utilité de l'indice larvaire (SCRS/2002/091), en particulier en ce qui concerne les valeurs élevées au début de la série. Des informations provenant d'autres sources confirment ces valeurs supérieures de l'indice au début de la série et indiquent que l'abondance de larves et de juvéniles de thon rouge dans le golfe du Mexique et dans le détroit de Floride était nettement supérieure avant 1977. Ces informations incluent des données des années 1960 et de façon intermittente jusqu'à nos jours provenant de collectes de petits poissons et de juvéniles y compris des juvéniles de thon rouge retrouvés dans les vomis d'oiseaux obtenus dans le cadre du baguage des hirondelles de mer des îles Dry Tortugas,

et dans des collectes d'ichtyoplancton réalisées par des scientifiques cubains de 1973 à 1977. Ces informations sont résumées et documentées dans le SCRS/96/123.

A la réunion du Groupe en 1996, pour les séries temporelles américaines canne/moulinet des taux de capture de thons rouges petits et grands, l'approche delta-lognormal a été adoptée pour servir de norme à cette évaluation. Ce choix a été guidé par les résultats des études de simulation précédemment fournis au Groupe, qui indiquaient que cette approche fournissait une performance supérieure à d'autres approches qui avaient été testées pour récupérer des schémas connus de taux de capture dans des données simulées, étant donné que l'examen du schéma résiduel ne permettait pas de choisir clairement la méthode de modélisation supérieure. On a eu recours à ces procédures dans les analyses actualisées de ces données. En outre, les modèles linéaires généralisés mixtes de ces données ont été utilisés pour tenir compte de la corrélation entre les observations des séries temporelles de taux de capture en incluant des termes d'effets aléatoires impliquant des interactions annuelles. Les indices basés sur les pêcheries ont été élaborés avec des approches de modélisation linéaire généralisée. Pour chacune, les proportions positives ont été analysées à l'aide d'un postulat d'erreur binomiale, et des postulats d'erreur log-normale ou de type Poisson ont été employés pour les taux de capture positifs. De plus, les indices basés sur les pêcheries ont été analysés à l'aide de modèles d'effets fixes et de modèles d'effets aléatoires. Dans le cas du petit poisson, l'analyse a été construite de façon à contrôler les éventuels effets régulateurs en séparant les séries temporelles avant et après 1993. En outre, l'information sur la structure des tailles des dernières séries temporelles était disponible, et la récente série temporelle a été divisée en composantes représentant le poisson de 66-114 cm SFL (principalement poisson d'âge 2 et 3) et de 114-144 cm SFL (principalement poisson d'âge 4 et 5).

Le document SCRS/2002/089 a également appliqué des modèles mixtes généralisés d'effets aléatoires aux séries de données de la pêche américaine à la canne/moulinet ciblant les gros poissons. Comme pour la série de petits poissons, une analyse a été élaborée pour mieux tenir compte des effets régulateurs en séparant les séries temporelles avant et après 1993. En 1998, le Groupe a reconnu que la démarche adoptée dans l'analyse (SCRS/2002/089) pourrait améliorer la façon dont les effets régulateurs sont contrôlés, mais a jugé que les résultats de l'évaluation étaient quelque peu sensibles pour être inclus dans une récente série à court terme (5 ans), et a recommandé l'utilisation d'une seule série temporelle pour l'évaluation du stock ouest-atlantique de 1998. Cette analyse a étendu la récente série temporelle à 9 ans et le Groupe a examiné une recommandation contenue dans le document SCRS/2002/089 prévoyant que l'indice LG (grand) de canne/moulinet 1983-2001, qui avait été utilisé comme indice de calibrage pour le thon rouge > 195 cm SFL dans l'évaluation précédente, soit remplacé par deux séries : 1) le LG 1983-1992 couvrant la même gamme de tailles, et 2) la LGMD (grand-moyen)-LG 1993-2001 pour le thon rouge > 177 cm SFL. Cette recommandation est la conséquence des changements réglementaires survenus dans la pêche américaine à la canne/moulinet qui ont combiné les catégories LGMD et LG, qui étaient des catégories réglementaires séparées aux Etats-Unis avant 1992. L'indice LG 1983-2001 a postulé que les changements réglementaires observés depuis 1992 n'ont pas eu d'effet. Par contre, le document SCRS/2002/089 montre (à partir de déclarations anecdotiques recueillies auprès de pêcheurs à la ligne et de scientifiques de terrain ainsi qu'après avoir examiné les données de l'étude) que ces changements pourraient avoir modifié la manière dont les classes de thon rouge sont perçues par la communauté de pêcheurs. Aussi bien les grand-moyens (LGMD 178-194 cm SFL) que les grands (LG > 195 cm SFL) sont souvent qualifiés de « géants », ce qui représente un changement apparent par rapport aux années d'avant 1992 où les « géants » ne désignaient que les thons rouges > 195 cm SFL. Ceci suggère qu'il pourrait y avoir des classements erronés dans les catégories de taille déclarées ainsi que dans le ciblage déclaré, une situation qui pourrait introduire un biais indéterminé dans l'indice LG 1983-2001.

Durant la session, on a réalisé une analyse des données de l'étude de la pêche américaine à la canne/moulinet en comparant les informations sur les taux de capture recueillies par téléphone (où toutes les catégories de taille sont celles indiquées par les pêcheurs à la ligne) pendant la période 2000-2001 avec la base de données réglementaire qui devrait inclure les mesures de tous les thons rouges débarqués > 177 cm SFL. Sur 24 thons rouges déclarés de la catégorie LG (> 195 cm) dans l'enquête téléphonique (sur 22 entrevues de sortie) qui pouvaient être identifiés dans la base de données réglementaire, 17 avaient été confirmés comme étant des LG selon les informations de taille, mais 7 avaient des longueurs déclarées qui

se situent dans la gamme LGMD (178-194 cm SFL). Ce taux de déclaration erronée de 29% appuie l'argument selon lequel l'indice LG 1983-2001 pourrait être biaisé à partir de 1993. En outre, un examen des données d'étude d'interception à quai pour la période 2000-2001 a montré que 32% du thon rouge débarqué qui avaient été déclarés comme faisant partie de la catégorie LG n'avaient pas été mesurés par des échantillonneurs (et n'ont pas nécessairement été vus par les échantillonneurs). Ceci indique qu'une partie importante des taux des captures interceptées à quai est également fondée sur la classification des tailles déclarées par les pêcheurs à la ligne. Après avoir discuté les résultats de ces analyses, le Groupe a décidé de remplacer l'indice LG 1983-2001 par le LG 1983-1992 et par le LGMD-LG 1993-2001 dans le cas de base.

Au vu des estimations de la variabilité des différentes séries temporelles de la pêche américaine à la canne/moulinet, le Groupe a décidé d'exclure de l'évaluation du cas de base l'indice des poissons de 144-177 cm pour la période 1993-2001 en argumentant que les coefficients de variation estimés étaient élevés (en général, avec des valeurs dépassant 2,0 – cf. **Tableau 12**). A des fins de continuité, le Groupe a décidé d'élaborer un passage de la VPA en utilisant la même série temporelle du taux de capture que celle qui avait été utilisée dans l'évaluation du cas de base en 2000.

Une actualisation des indices d'abondance relative standardisée a été présentée pour les pêcheries de thon rouge canadiennes opérant dans le golfe du St Laurent (1981-2001) et au large du sud-ouest de la Nouvelle Ecosse (1988-2001); ces données provenaient des registres commerciaux (SCRS/2002/081). Les méthodes utilisées étaient identiques à celles de l'évaluation du stock de thon rouge de 1998. On a eu recours à un modèle delta log-normal-binomial pour standardiser la série du golfe du St Laurent, qui se caractérise par des proportions élevées de prise "0" par sortie; un modèle log-linéaire de type Poisson a été employé pour les données du sud-ouest de la Nouvelle Ecosse. En outre, on a présenté et recommandé, pour les deux séries, des analyses alternées (également présentées en 2000) utilisant une régression au pas à pas visant à déterminer les spécifications les plus appropriées du modèle delta log-normal binomial pour standardiser les séries de CPUE. Les CPUE dans le golfe du St Laurent ont augmenté depuis 1997 de sorte que les valeurs de 1999-2001 sont supérieures à toutes les valeurs exceptées durant deux années depuis 1985. Par ailleurs, les taux de capture pour 2000 dans le sud-ouest de la Nouvelle Ecosse ont été les plus faibles de la série temporelle, les valeurs des dernières années étant en général semblables à celles de la seconde moitié des années 90. Dans les évaluations antérieures, une série de facteurs prédéfinis a été estimée pour chaque année sur la base du rapport du nombre à l'âge des prises canadiennes à la ligne à main pour les âges 13 et + (nombre à l'âge du poisson âgé 13+14+15+16 et plus) et pour les âges 10 et plus, afin de tenir compte du fait que l'indice du golfe du St Laurent s'applique aux poissons d'âge 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 1981-2001, respectivement, sont répertoriées au **Tableau 13**. Lors de l'évaluation de 1998, le Groupe a décidé d'avoir recours dans l'analyse à la série standardisée pour les pêcheries du sud-ouest de la Nouvelle Ecosse. Lors de l'évaluation actuelle, le Groupe a décidé d'appliquer dans l'évaluation également l'indice standardisé actualisé. Dans cette évaluation, les prises partielles des pêcheries à la ligne à main et au harpon ont servi à pondérer l'indice du sud-ouest de la Nouvelle Ecosse (cf. **Tableau 13**).

Les taux de capture actualisés et standardisés de l'indice palangrier américain du golfe du Mexique ont indiqué un schéma semblable aux années précédentes. Le document SCRS/2002/090 a dérivé des indices d'abondance standardisés par GLM pour le thon rouge adulte (âge 8+) capturé par la pêche palangrière pélagique dans le golfe du Mexique. Cette recherche a actualisé l'information utilisée pour cet indice dans l'évaluation précédente afin de rendre compte des données additionnelles. L'analyse a employé des termes d'effets aléatoires impliquant des interactions annuelles significatives. Comme pour plusieurs autres séries, le Groupe a décidé en 1996 d'adopter l'approche de modélisation delta-lognormal dans les évaluations. Le Groupe a une fois de plus examiné le schéma issu de ce jeu de données, lequel a indiqué des taux de capture relativement plus élevés au début de la série temporelle (1987-1991), suivis par des taux de capture plus faibles (1992-2001). Bien que l'on puisse interpréter le schéma comme découlant des modifications réglementaires qui ont affecté la gestion de la pêche palangrière américaine dans le golfe du Mexique en restreignant davantage à partir de 1992 les limites des débarquements de thon rouge autorisés,

l'analyse s'est fondée sur les taux de capture du poisson débarqué et rejeté, et s'est structurée de façon à tenir compte des caractéristiques des opérations et des engins consignés dans les carnets de pêche répertoriant la capture et l'effort journaliers supposés correspondre à l'effort de ciblage. Même si l'on ne peut pas démontrer que le schéma des taux de capture est entièrement dû à des modifications de l'abondance (probablement associées au bruit), on ne peut pas non plus prouver que le schéma est entièrement attribuable à des modifications réglementaires. Le Groupe a décidé d'utiliser l'indice comme une série temporelle unique dans les passages d'évaluation du cas de base, appliqués au poisson d'âge 8+.

Aux fins de la présente évaluation (et de l'évaluation de 2000), des effets aléatoires ont été utilisés pour modéliser les séries temporelles de taux de capture indiquant des interactions significatives impliquant le terme année. Des modèles ont été appliqués à des jeux de données actualisées et certains postulats de structure d'erreur du modèle ont été modifiés. Ces actualisations de données et ces modifications de postulats d'erreur ont quelque peu changé la précision estimée des divers indices.

En résumé, le Groupe a décidé, comme il l'avait déjà fait en 1998 et en 2000, d'appliquer 12 séries temporelles de taux de capture dans la procédure VPA afin d'évaluer l'état du stock de thon rouge ouest-atlantique. Contrairement aux évaluations de 1998 et 2000, le Groupe a décidé d'exclure la série temporelle de canne/moulinet des poissons de 144-176 cm compte tenu de la haute variabilité estimée. Il a également décidé de remplacer la série temporelle de canne/moulinet > 195 cm par deux séries de CPUE séparées en 1993, après quoi l'indice utilisé était celui des poissons > 177 cm. On a décidé d'évaluer la sensibilité des résultats de la VPA à cette décision en réalisant également un passage de continuité de la VPA avec les séries temporelles des CPUE actualisées telles qu'elles avaient été utilisées en 2000. En d'autres termes, on a effectué un passage dans lequel on a utilisé à des fins de calibrage des versions actualisées des mêmes séries de CPUE que celles qui avaient été utilisées dans l'évaluation 2000; l'objectif de l'étude de ce passage était d'évaluer l'impact du changement sur chaque série de CPUE en évitant toute confusion avec l'impact des changements sur le choix de la série de CPUE utilisée dans l'évaluation. Cette décision a été fondée sur l'analyse menée durant la session (voir plus haut). Les séries d'indice utilisées sont indiquées au **Tableau 12**.

Les indices inclus dans l'évaluation du cas de base représentent différentes gammes d'âge et différentes pêcheries. Il est difficile de tirer des conclusions en comparant directement les indices absents de l'information relative à la contribution proportionnelle de chaque classe d'âge dans l'indice et aux caractéristiques de la sélectivité de chaque pêcherie. La procédure d'évaluation a incorporé cette information dans l'estimation de la taille du stock et des taux de mortalité par pêche. Certains des indices utilisés dans l'évaluation représentent une information émanant de gammes géographiques relativement vastes, de zones pélagiques (généralement à l'extérieur de diverses zones économiques exclusives), tandis que d'autres correspondent à une information provenant de gammes côtières plus restreintes (à l'intérieur de diverses zones économiques exclusives). Par le passé, les Groupes ont examiné les attributs des indices côtiers et pélagiques du thon rouge. Le Groupe n'a pas été en mesure d'affirmer dans quelle mesure chacun des différents indices représentent les tendances de l'abondance de l'ensemble de la population. Toutefois, il a noté que, dans une large mesure, les thons rouges grands et petits se concentrent habituellement dans les eaux côtières et peuvent également être capturés dans les zones pélagiques, bien que les plus gros poissons semblent être relativement moins disponibles aux pêcheries qui opèrent dans la zone pélagique.

Matériel complémentaire de discussion historique

Cette section a été incluse ici dans le but d'avoir une perspective historique et doit être examinée dans le contexte de nouvelles discussions (cf. ce rapport et le document SCRS/2001/020).

A la session d'évaluation de 1996, le Groupe a examiné la valeur d'incorporer davantage d'information sur les taux de capture historique dans l'évaluation des stocks. D'anciens rapports du SCRS ont également souligné l'importance d'incorporer ce type d'information dans l'analyse afin d'améliorer la base permettant d'évaluer plus de tendances historiques dans la biomasse reproductrice et dans le recrutement. Il a donc été recommandé d'incorporer dans l'analyse les données sur les zones de pêche et

les périodes temporelles similaires à celles décrites dans le document SCRS/83/064 relatives aux palangriers japonais. Le document SCRS/98/085 évalue l'information sur les pêcheries qui opèrent au large du Brésil et au large de la côte Est des Etats-Unis, près de la Floride. A la session d'évaluation de 1996, un résumé de données (prise et effort mensuels 5x5) a été examiné, et les analyses préliminaires ont confirmé les schémas généraux des taux de capture pour le "gros poisson occidental" et les régions "tropicales" mentionnés dans le document SCRS/83/064. Le document SCRS/98/085 a présenté une analyse de ces données et a contrasté les résultats avec ceux du document SCRS/83/064. Pour ce qui est des parties des séries temporelles qui se recoupaient, les résultats du document SCRS/98/085 étaient semblables à ceux du document SCRS/83/064. Toutefois, le SCRS/98/095 a indiqué que, pour la pêcherie brésilienne, l'inclusion de données plus anciennes (avant 1960) entraînait un schéma d'augmentation et puis de diminution des taux de capture au fil du temps, ce qui aurait pu indiquer un schéma d'apprentissage, des changements de ciblage, ou un schéma de l'abondance localisée. Durant cette période pré-1960, les palangriers japonais ne ciblaient pas le thon rouge. Des analyses additionnelles, réalisées lors de l'évaluation de 1998 au moyen de modèles d'effets aléatoires visant à justifier la corrélation entre les observations des séries temporelles, ont modifié les résultats par rapport à ceux présentés dans le document SCRS/98/085. Ces comparaisons et résultats d'analyse ont été présentés dans le SCRS/98/022. En 1998, le Groupe a avancé que les schémas observés au large du Brésil pourraient ne correspondre qu'à une portion des ressources et que, pour cette raison, ils ne constitueraient pas un indicateur aussi fiable que d'autres séries temporelles. Il a fait observer que cette caractéristique était plus ou moins commune à toutes les séries temporelles de taux de capture disponibles pour les évaluations de thon rouge. Le Groupe a suggéré que le schéma du taux de capture observé au large du Brésil pourrait correspondre à la raréfaction d'un stock distinct de thon rouge à des niveaux qui ne pouvaient pas être régénérés face à la pression de la pêche. Il a noté qu'après les fortes captures réalisées dans cette région dans les années 1960, le thon rouge avait disparu de la zone. Sous ce postulat, le "stock du Brésil" serait considéré comme distinct du reste de l'Atlantique et effectivement disparu; ainsi, ni les taux de capture ni les captures de cette pêcherie ne seraient applicables aux analyses de l'évaluation appliquées au reste de la ressource. D'autre part, le Groupe a proposé que le schéma du taux de capture puisse également être expliqué en examinant le schéma du taux de capture qui résulterait de l'apprentissage, suivi par une baisse rapide de l'abondance de la composante de la ressource dans la zone. Le taux de diminution pourrait être lié à des concentrations réduites de thon rouge, dues en partie à des déplacements hors de la zone. Pour expliquer cette possibilité, et comme l'on sait d'après le marquage que des liens existent entre la zone de pêche ouest-tropicale et la zone brésilienne, le Groupe a décidé de considérer les schémas de taux de capture historiques comme une moyenne pondérée par zone entre les zones de pêche "ouest tropicales" et "brésiliennes" aux fins de l'examen de l'approche du modèle de production structuré par âge. Cette information ne s'incorpore pas facilement dans l'évaluation ADAPT étant donné que des estimations fiables de prise par âge ne sont pas encore disponibles pour la période antérieure à 1970. En 1998, le Groupe a recommandé d'évaluer la sensibilité des résultats ASPM à l'inclusion et l'exclusion de ces séries temporelles historiques dans la modélisation. Sur la base des distributions de taille déclarées pour les captures indiquées dans le document SCRS/98/085, on a postulé des assignations de gamme d'âge de 5+ aux fins des analyses de l'évaluation. Le Groupe a analysé la nécessité d'utiliser davantage d'informations historiques, en particulier en ce qui concerne l'estimation des niveaux de productivité à long terme pour le thon rouge. Il a indiqué que les analyses antérieures qui avaient utilisé des modèles de production structurés par âge et des modèles statistiques intégrés avec ces données avaient abouti à des estimations de la PME et de la B_{PME} considérablement supérieures aux analyses qui n'avaient utilisé des informations de stock-recrutement qu'à partir du milieu des années 1970. Aux effets de la présente évaluation, le Groupe a décidé de centrer ses efforts sur différentes applications du modèle de mélange aux données de prise et d'effort depuis 1970, tout en reconnaissant la nécessité d'actualiser les analyses de toutes les données de prise et d'effort disponibles.

En 1998, le Groupe a mis au point un nouveau schéma d'abondance relative pour les petits poissons (âges 1-3) en se basant sur l'analyse des données de marquage décrite dans le SCRS/98/065. L'analyse de l'information fournie par les marques sur le temps passé au large a indiqué un schéma F pour les poissons d'âge 1-3 (estimé avec une précision relativement élevée: CV inférieur à 0,2). Le schéma d'abondance relative, qui tient compte de captures de poissons d'âge 1-3 pour la période 1964-1981, s'est avéré insensible à deux niveaux de M postulé. Ce schéma suggère une abondance de l'âge 1-3 relativement plus

élevée pendant la période précédant l'évaluation ADAPT. Cette caractéristique est compatible avec d'autres analyses (par exemple, analyses ASPM déjà employées par le Groupe et résultats d'autres approches de modélisation tenant davantage compte des données historiques de prise et effort; se reporter à titre d'exemple au document SCRS/00/100 pour obtenir les résultats de l'algorithme 'CATCHEM'), et suppose des recrutements et des biomasses de reproduction plus élevés que dans la période examinée par les évaluations ADAPT. Le Groupe a estimé que cette caractéristique des données fournirait une meilleure base pour estimer les niveaux de référence de la productivité à long terme (par exemple PME et B_{PME}). Le Groupe a convenu d'appliquer une fois de plus cet indice à l'évaluation actualisée.

En 1998, le Groupe a fait observer qu'une série de CPUE actualisée était désormais disponible pour le poisson de moyenne et grande taille capturé par un sous-ensemble de flottilles commerciales de ligneurs et de harponneurs qui opéraient au large de Cape Cod et dans le golfe du Maine. Cet indice avait été disponible pour l'évaluation de 1993, mais n'avait pas été utilisé "en raison de préoccupations quant à la représentativité (sic) de l'échantillon, à cause des séries temporelles de courte durée et parce que ces données (1988-93) pouvaient, en principe, être incluses dans les séries de CPUE <plus longues> des poissons adultes capturés dans le cadre de la pêche américaine à la canne/moulinet (1983-93)". Pour l'évaluation de 1998, le document SCRS/98/073 a fourni une analyse actualisée de l'information disponible pour un ensemble sélectionné de flottilles commerciales de ligneurs et de harponneurs qui opéraient dans le golfe du Maine. La série temporelle du taux de capture au harpon était assez semblable dans son schéma à celle du poisson originaire du sud-ouest de la Nouvelle Ecosse (document SCRS/98/042). Comme la série temporelle n'a pas été utilisée dans l'évaluation de 1998, elle n'a pas fait l'objet d'une actualisation aux fins de la présente évaluation. En 1998, les flottilles de ligneurs commerciaux et l'information sur les championnats survenus au Massachussets (SCRS/98/071) ont indiqué des niveaux similaires (toutefois associés à du bruit) à l'information sur l'indice de la pêche américaine à la canne/moulinet. Etant donné que les séries temporelles dans les documents SCRS/98/073 et SCRS/98/071 étaient de plus courte durée et que l'on n'en avait pas analysé complètement les effets sur les taux de capture jugés n'avoir aucun lien avec l'abondance du poisson, et qu'elles représentaient une information sur les gammes d'âge et les pêcheries déjà incluses dans d'autres séries temporelles standardisées dans l'analyse, le Groupe a décidé de ne pas les inclure dans l'évaluation de base en 1998. Cette série temporelle n'a pas été actualisée pour la présente évaluation.

5.3 Indices d'abondance relative – scénarios de mélange

Les données palangrières du Japon ont été analysées afin de déterminer s'il existe une tendance ou un lien du schéma d'abondance dans l'Atlantique central avec d'autres zones. Les observations de prise et d'effort disponibles (**Tableau 14**) ont montré des schémas similaires dans le pourcentage des observations de prise nulle. On a signalé au Groupe que la zone 3 était exploitée au départ entre la fin de l'année calendrier et le début de l'année suivante et la zone 4 entre les mois d'août et novembre. La zone 4 était soumise à un effort de pêche supérieur depuis 1994.

L'indice combiné pour les zones 3 et 4 était semblable aux indices inclus dans la zone 2 (SCRS/2002/103), contrairement aux indices séparés pour les zones 3 et 4 qui n'ont pas montré cette cohérence (**Figures 11 et 12**). Les limites de confiance estimées étaient très larges en 1996 dans la zone 3 et pour toutes les années dans la zone 4 par rapport à l'indice combiné. Les raisons de ces différences ont fait l'objet d'une brève analyse. Ainsi, on a suggéré que les séries temporelles courtes et les observations relativement peu abondantes de prise nulle en 1996 pouvaient être les causes de ces différences, une explication qui n'a pas tout à fait convaincu le Groupe. Comme la distribution résiduelle n'a pas été tout à fait satisfaisante pour un modèle log-normal, on a également appliqué un modèle différent (delta-lognormal) au même jeu de données, qui a cependant abouti à des résultats semblables.

Au vu de ces résultats, le Groupe a décidé de ne pas utiliser d'indice pour le seul Atlantique central (par ex. la zone 3 et/ou la zone 4), mais d'adopter les indices des zones 2-3 et 2-4 dans l'étude des scénarios de mélange.

6 Méthodes et autres éléments pertinents pour l'évaluation

6.1 Méthodes – Est

Le Groupe a examiné les différents passages qui pourraient être réalisés et a spécifié les approches méthodologiques et les paramètres d'entrée pour chacun des passages choisis. Compte tenu de la faible qualité des données Tâche 1 et Tâche 2, le Groupe a décidé qu'il n'y avait pas d'argument solide pour adopter l'un quelconque des passages comme cas de base, ce qui explique qu'aucun cas de base n'a été défini.

C'est pour cette même raison que le Groupe a adopté une approche pragmatique dans la réalisation de l'analyse. Il a utilisé une procédure progressive *ad hoc* consistant à modifier l'un après l'autre les données et les postulats de modélisation afin de tester la sensibilité des résultats aux différentes options. La discussion sur les postulats de modélisation a donc eu lieu principalement après l'analyse.

On a examiné les méthodes éventuelles pour pondérer les indices d'abondance relative et on s'est demandé s'il était possible d'utiliser pour l'évaluation des méthodes de pondération qui n'étaient pas incluses dans le logiciel catalogué. Dans ce contexte, le Groupe a envisagé la méthode de pondération par échelonnement de la déviance et a examiné les calculs supplémentaires qui étaient nécessaires pour appliquer cette méthode (cf. **Appendice 5**). Le Groupe a décidé que l'adoption d'une méthode de ce genre n'était pas nécessaire pour évaluer l'état du stock Est. On a retenu deux méthodes de pondération pour l'évaluation : la pondération égale et la pondération inverse basée sur le C.V. Cette seconde méthode a été choisie parce qu'elle avait été utilisée pour effectuer l'évaluation de 1998. Le Groupe a également décidé de refaire les calculs en utilisant la pondération égale afin de mesurer la sensibilité des résultats de l'évaluation au type de méthode de pondération adoptée.

La version cataloguée du modèle VPA-2BOX (Porch, 2002, disponible à <http://www.iccat.es>) a été utilisée dans l'évaluation. Sachant que le logiciel est une version actualisée du logiciel utilisé dans l'évaluation de 1998, le Groupe a décidé de réaliser des passages de validation pour vérifier la cohérence entre les résultats de 2002 et de 1998. On a effectué des passages supplémentaires pour mesurer la sensibilité des résultats de l'évaluation aux changements dans les spécifications, les séries de CPUE et les scénarios de prise utilisés pour les passages de validation. Le **Tableau 15** présente un résumé des spécifications pour chaque passage. Ces passages sont décrits brièvement ci-dessous :

Passage de validation 1 : Comparaison avec l'évaluation de 1998. On a utilisé les mêmes spécifications que dans l'évaluation de 1998 pour déterminer si les résultats obtenus avec le nouveau logiciel seraient les mêmes que les résultats de l'évaluation de 1998.

Passage de validation 2 : Nouveau jeu de données de prise (1970-1997). La matrice de la prise par âge pour les années 1970-1997 a été actualisée pour tenir compte des changements qui se produisent dans les débarquements déclarés depuis 1998. On a répété les calculs avec la nouvelle matrice de prise par âge et on a comparé les résultats avec ceux du passage de validation 1 afin de déterminer si les données actualisées affectaient considérablement les résultats de l'évaluation.

Passage de validation 3 : Nouveau jeu de données de prise (1970-1997) et nouvelles CPUE. On a utilisé la nouvelle matrice de prise par âge pour les années 1970-1997. On a remplacé le jeu de séries CPUE qui a été utilisé dans l'évaluation de 1998 par un nouveau jeu. Ce nouveau jeu ne comprenait que les séries qui avaient été utilisées dans l'évaluation de 1998 et qui ont été actualisées depuis lors. L'objectif de ce passage était de déterminer les effets des séries actualisées sur les résultats de l'évaluation.

Essai 1 : Nouveau jeu de données de prise (1970-1997) et jeu complet de CPUE (jusqu'en 1997). Les spécifications pour ce passage étaient les mêmes que pour le passage de validation 1, sauf pour le jeu de la série CPUE qui a été utilisé. Toutes les séries de CPUE qui ont été choisies pour l'évaluation (cf. section

5.1) ont été utilisées pour ce passage afin d'évaluer les changements dans les résultats de l'évaluation de 1998 qui sont dus à l'ajout de nouvelles séries de CPUE.

Essai 2 : Nouveau jeu de prise de données (1970-2000) et jeu complet de CPUE. On a utilisé le jeu complet de données de prise comprenant les informations des débarquements jusqu'en 2000 avec le jeu complet de séries de CPUE. Les postulats pour le F terminal et la sélectivité de l'année terminale ont été modifiés étant donné que le nouveau jeu de séries de CPUE représentait un groupe différent de classes d'âge comparé au groupe représenté par l'ancien jeu.

Essai 3 : Pondération égale. Mêmes spécifications que pour l'essai 2, si ce n'est qu'on a appliqué la méthode de la pondération égale au lieu de la méthode de pondération inverse basé sur les CV pour évaluer la sensibilité des résultats aux différentes méthodes de pondération.

Essai 4 : Exclusion fautive d'ajustement², étape 1. Dans la première étape, on a repassé l'essai 2 sans les séries de CPUE des canneurs espagnols pour les poissons d'âge 1 qui présentaient la variabilité la plus importante. Le nombre de classes d'âge pour lequel on a estimé le F terminal a été réduit d'une unité.

Essai 5 : Exclusion fautive d'ajustement², étape 2, Essai 2. Dans la seconde étape, on a repassé l'essai 2 sans les séries de CPUE des canneurs espagnols pour les poissons d'âge 1, 4 et 5. On n'a estimé le F terminal que pour les classes d'âge pour lesquels on disposait de séries de CPUE. Tous les essais qui ont suivi ont été réalisés en utilisant les mêmes séries de CPUE que dans cet essai : madrague espagnole (âge 6+), canneur espagnol (âge 2), canneur espagnol (âge 3) et palangre japonaise pour l'Atlantique Est et la Méditerranée (âge 8+).

Essai 6 : Sous-jeu de CPUE et pondération égale. Mêmes spécifications que dans l'essai 5, si ce n'est qu'on a utilisé la pondération égale au lieu de la pondération inverse pour évaluer la sensibilité des résultats aux choix de la méthode de pondération.

Essai 7 : Effet des points dispersés. Mêmes spécifications que dans l'essai 5, mais sans la classe d'âge 1995 des séries de CPUE pour les canneurs espagnols. Les résultats ont été comparés aux résultats de l'essai 5 pour évaluer les effets des éventuels points dispersés. L'exclusion de la classe d'âge 1995 n'a pas eu de répercussion considérable sur les résultats, ce qui a amené le Groupe à exclure cette classe annuelle des deux séries.

Essai 8 : Capture alternative. Mêmes spécifications que dans l'essai 5, mais on utilisé le scénario de capture alternative (cf. section 4.1) pour déterminer si les résultats de l'évaluation étaient sensibles aux changements dans les prises déclarées.

Essai 9 : Contrainte dans le changement de sélectivité. Le Groupe a examiné les changements éventuels dans la vulnérabilité que l'expansion de la pêche a pu produire au fil des années. Dans ce passage, on a utilisé les mêmes spécifications que dans l'essai 5, mais en imposant une contrainte aux changements de vulnérabilité dans les âges 1 à 9 durant les 5 dernières années. L'objectif était d'évaluer les effets d'un déplacement dans les classes d'âge visées par la pêche sur les résultats de l'évaluation.

Essai 10 : Contrainte sur la variabilité du recrutement. Mêmes spécifications que dans l'essai 5, mais en ajoutant un facteur supplémentaire à la fonction de vraisemblance pour limiter la variabilité dans les valeurs de recrutement des 5 dernières années. L'objectif était d'essayer de réduire les modes rétrospectifs observés et de tester les changements dans les résultats provoqués par celle-ci.

² Les séries de CPUE des canneurs espagnols pour les poissons d'âge 1, 4 et 5 ont montré une absence d'ajustement appréciable, raison pour laquelle on a effectué un nouveau passage de l'essai 2 en excluant certaines de ces séries. L'exclusion de ces séries a été réalisée dans les essais 4 et 5.

Essai 11 : Combinaison des essais 9 et 10. On a utilisé les mêmes spécifications que dans les essais 9 et 10 pour évaluer les effets de la combinaison des contraintes sur le recrutement récent et la vulnérabilité utilisées dans les essais 9 et 10 dans les résultats de l'évaluation.

Essai 12 : Vulnérabilité dans le temps et scénario de capture alternative. Mêmes spécifications que dans l'essai 9, si ce n'est qu'on a utilisé le scénario de capture alternative (cf. section 4.1) pour déterminer si un changement de vulnérabilité aurait des effets différents sur les résultats de l'évaluation si l'on utilisait les données de capture alternative.

6.2 Méthodes - Ouest

ADAPT-VPA appliquée à l'Atlantique ouest

L'Appendice au document SCRS/2002/086 indique les différentes options retenues pour l'évaluation du thon de rouge ouest-atlantique de 2000 (le document SCRS/2002/086 contenant davantage d'informations que le Rapport détaillé 2000). Le Groupe a examiné chaque option à tour de rôle et a décidé, dans la plupart des cas, de procéder comme en 2000. Les choix réalisés sont indiqués en détail dans l'**Appendice 5**. En particulier, le calibrage des rapports de stock-recrutement a été maintenu à l'écart du processus d'ajustement utilisé pour l'évaluation, comme cela avait été le cas en 2000.

Une question qui a été remise à l'ordre du jour afin d'être réexaminée est celle qui a trait à la pondération de l'entrée des séries d'abondance dans le processus d'ajustement du modèle d'évaluation. La réunion de 2000 avait adopté une approche de pondération égale. Une raison importante qui était à l'origine de cette décision était la variation apparemment faible que subissait la valeur du critère de sélection du modèle AIC_C ³ dans n'importe laquelle des autres approches prises en compte à ce moment. Ceci dit, les calculs réalisés suite à la réunion de 2000 (SCRS/2002/033(rév.)) ont montré que ces valeurs AIC_C avaient été mal calculées et qu'elles avaient indiqué en fait une nette préférence pour une des options de la pondération de variance additionnelle (cf. **Appendice 5**). C'est pour cette raison que le Groupe a continué d'envisager des alternatives à l'approche de pondération égale.

L'évaluation du cas de base a été repassée pour trois de ces options : une variance additionnelle simple estimée pour tous les indices d'abondance, une variance additionnelle estimée séparément pour chaque série et une approche « d'échelonnement de la déviance » (cf. **Appendice 5**). Cette dernière approche est une variante de la pondération égale qui rééchelonne toutes les variances d'entrée pour une série particulière à l'aide d'un facteur multiplicateur commun. Ce facteur est calculé de sorte que le CV carré moyen de chaque série soit le même (c'est-à-dire qu'il attribue essentiellement une pondération égale à chaque série, mais retient des informations sur les précisions différentes des valeurs de l'indice différent au sein de la même série). On a également examiné des options visant à estimer des variances additionnelles pour certaines, mais pas toutes les séries, mais celles-ci ont donné des résultats moins bons que les options citées plus haut en ce qui concerne le critère AIC_C .

Parmi les options envisagées, les statistiques de l' AIC_C ont indiqué que la pondération égale était l'option préférable (de plus amples informations sont fournies dans la section des résultats). Sachant que l' AIC_C est une base couramment utilisée pour la sélection des modèles et qu'il n'y avait pas d'autre raison solide pour modifier la décision de la réunion de 2000 d'adopter l'approche de pondération égale, le Groupe a décidé d'utiliser la pondération égale pour l'évaluation du cas de base de 2002.

On a souligné pendant ces débats que la façon dont l'AIC avait été défini pour la VPA-2BOX avait causé des problèmes de compatibilité. La section des recommandations offre des suggestions détaillées afin de modifier ce logiciel en conséquence.

³ AIC est un critère de sélection du modèle qui combine une mesure de l'absence d'ajustement du modèle aux données avec une pénalité pour le nombre de paramètres estimés dans l'ajustement (pour éviter le sur-ajustement). AIC_C est une variante de AIC qui vise à corriger la petite taille des échantillons. Le meilleur modèle est celui qui possède la plus faible valeur de AIC . En général, une différence de plus de 2 dans la valeur de AIC montre clairement qu'il faut préférer sans hésitation le modèle ayant la valeur AIC la plus faible.

Tandis que l'AIC fournit une base permettant de choisir parmi différents modèles, il est important de tenir compte également des statistiques de diagnostic pour vérifier si le modèle choisi offre un ajustement adéquat aux données. Un exemple de statistique de ce type est la déviance (appelée « divergence de chi carré » dans la VAP-2 BOX. Cette question a été longuement débattue et des explications sur son calcul et sur son interprétation sont fournies en **Appendice 6**.

Passages de sensibilité pour l'Atlantique ouest

- 1) Passage de continuité : Afin d'effectuer une comparaison plus étroite avec les résultats de l'évaluation de 2000, on a spécifié un passage utilisant exactement les mêmes indices d'abondance que ceux qui avaient été retenus en 2000 (mais prolongés de deux ans lorsque cela était possible).
- 2) Passage de l'indice de réduction : Les indices CAN-SWNS et US-GOMM-LL ont révélé un manque d'ajustement appréciable (tendances systématiques dans les valeurs résiduelles) pour l'évaluation du cas de base, ce qui a justifié la réalisation d'un nouveau passage sans ces deux séries.
- 3) Passage du déroulement aléatoire : Etant donné la base limitée pour la spécification du cas de base du ratio F_{10+}/F_9 d'après 1981, on a remplacé la fonction de la contrainte associée dans la vraisemblance logarithmique par le terme approprié pour un déroulement aléatoire (avec $CV = 0,2$) pour ce ratio après 1981.
- 4) Bootstraps : L'approche des bootstraps paramétriques a été retenue pour le cas de base en raison de sa compatibilité avec les évaluations antérieures. Une alternative non paramétrique a également été exécutée afin d'évaluer l'ampleur de la différence qui pourrait se produire.

Autres méthodes

D'autres approches de modélisation ont également été utilisées lors de sessions antérieures pour évaluer les ressources de thon rouge ouest-atlantique. Il s'agissait des modèles de production regroupés par âge (Prager, 1994) et d'autres modèles introduisant des données structurées par âge (CATCH-EM (SCRS/00/100) ; ASPM (SCRS/96/130)). Ces méthodes présentent notamment l'avantage qu'elles peuvent tenir compte des prises obtenues dans les années antérieures de la pêcherie pour laquelle les informations des prises par âge, pour autant qu'elles existent, offrent une fiabilité limitée et, par conséquent, qu'elles peuvent fournir de meilleures informations sur la PME et la B_{PME} . Cependant, certaines de ces approches peuvent ajouter des problèmes dans les projections suite à l'omission des fluctuations de recrutement (en particulier dans les classes d'âge récentes bonnes ou mauvaises). Le Groupe a donc décidé de ne pas poursuivre les travaux avec ces méthodes lors de cette session.

Extensions dans l'évaluation ouest-atlantique

Afin d'évaluer les implications du thon rouge dans la zone de l'Atlantique central appartenant au stock ouest, le Groupe a décidé de repasser l'évaluation du cas de base pour la situation où les prises de la zone 3 (essentiellement la zone comprise entre 45° et 30° W – cf. **Figure 2**) étaient traitées comme si elles provenaient intégralement du stock ouest et étaient réparties par âge selon la procédure de découpage pour le thon rouge de l'ouest. Dans ce nouveau passage, on a remplacé la série de CPUE standardisée de la palangre de l'Atlantique du nord-ouest du Japon par une série évaluée en incluant le thon rouge capturé dans la zone 3.

Le Groupe a également décidé de réaliser une évaluation semblable de sorte à inclure les prises de la zone 4 (ce qui permet d'introduire la pêcherie du sud de l'Islande) en utilisant une série de CPUE de la palangre de l'Atlantique nord-ouest du Japon qui aura été adoptée d'une façon similaire.

La plausibilité de ces extensions se fonde sur le postulat que le gros du thon rouge capturé dans la zone ajoutée appartient au stock ouest. Le Groupe a estimé que, sur cette base, l'extension visant à inclure la

zone 4 était moins plausible que celle qui vise à inclure la zone 3. Il a argumenté que, même si le courant du Gulf Stream suggérait l'existence d'un lien entre le thon rouge observé dans les zones 3 et 4, les comparaisons des tendances de CPUE dans les différentes zones n'ont pas apporté d'indication claire ni dans un sens ni dans l'autre, et que le nombre réduit de marques électroniques récupérées dans la zone 4 suggérait un niveau de connexion plus faible entre cette zone et la côte Est de l'Amérique. Ceci dit, les données permettant de confirmer ou de démentir cette décision sont limitées et le Groupe a encouragé la réalisation d'études biologiques supplémentaires pour éclaircir les déplacements du thon rouge atlantique.

L'Atlantique central comme unité isolée

Le Groupe a décidé qu'il n'y avait pas suffisamment d'information (notamment du fait de la courte période d'activité de cette pêcherie) pour mener une évaluation complète structurée par âge pour l'Atlantique central pris comme une unité de gestion séparée. Il a décidé, par conséquent, de se limiter à une évaluation qualitative en considérant des tendances dans le temps dans la CPUE standardisée et dans les distributions fréquence-taille des prises afin de vérifier les signes d'une diminution de l'abondance et d'une augmentation de la mortalité par pêche.

Modèles de chevauchement du stock

En tant qu'analyse de sensibilité, on a passé plusieurs modèles de VPA-2 BOX en modifiant les niveaux de migration de poissons originaires de l'Est vers l'ouest et de poissons originaires de l'ouest vers l'Est. On a postulé que la limite entre ces deux zones se trouvait à 45°W. Les données utilisées pour la boîte Est étaient les mêmes que le passage oriental avec les prises nominales. Les données utilisées pour la boîte occidentale étaient les mêmes que pour le cas de base de la zone Atlantique ouest, si ce n'est qu'on a retiré les données à partir de 2001 afin que les dernières années pour lesquelles on dispose de données dans les zones Est et ouest soient les mêmes. Il faut préciser que les poissons capturés dans l'Atlantique Est (c'est-à-dire dans l'unité de gestion orientale) ont été assignés à des catégories d'âge selon la courbe de croissance orientale, tandis que les poissons capturés dans l'Atlantique ouest (c'est-à-dire dans l'unité de gestion occidentale) ont été assignés à des catégories d'âge selon la courbe de croissance occidentale. Ceci signifie que, dans l'hypothèse de mélange, certains poissons ont été assignés dans des classes d'âge erronées.

Les spécifications du modèle à 2 boîtes étaient les mêmes que dans le cas de base occidental et le cas des prises nominales orientales avec les exceptions suivantes. La pondération égale des points de données de CPUE a été utilisée à la fois pour l'Est et pour l'ouest, conformément au cas de base de l'Atlantique ouest, parce qu'il n'était pas possible d'utiliser une méthode différente dans chaque boîte. Le paramètre estimé de la dernière année a été défini comme F au lieu de N pour les deux boîtes, conformément au cas des prises nominales orientales. On a postulé que la migration suivait le modèle de chevauchement, ce qui signifie que les poissons retournent dans leur zone natale pour frayer et qu'un pourcentage déterminé de poissons de chaque stock séjourne chaque année dans l'autre zone. Dans le schéma suivant, $\tilde{T}_e$ représente le pourcentage de poissons originaires de l'Est qui se trouve dans la zone occidentale et $\tilde{T}_w$ le pourcentage de poissons originaires de l'ouest qui se trouve dans l'unité de gestion orientale.

Les passages examinés sont les suivants :

(0) Pas de migration ($\tilde{T}_e = \tilde{T}_w = 0$)

(1) $\tilde{T}_e = 5\%$ $\tilde{T}_w = 5\%$

(2) Les pourcentages de chevauchement augmentent logiquement avec l'âge.

<i>Age</i>	$\tilde{T}_e$	$\tilde{T}_w$
1	0,002	0,002
2	0,005	0,005
3	0,012	0,012
4	0,027	0,027
5	0,050	0,050
6	0,073	0,073
7	0,088	0,088
8	0,095	0,095
9	0,098	0,098
10	0,099	0,099

(3) $\tilde{T}_e = 5\%$, $\tilde{T}_w = 10\%$

(4) $\tilde{T}_e = 5\%$, $\tilde{T}_w = 30\%$.

Ces passages avaient pour objectif de couvrir une variété de scénarios de mélange ayant une certaine plausibilité biologique. Les pourcentages de chevauchement n'ont cependant pas été estimés à partir des données. Ces modèles ne sont donc pas destinés à remplacer les évaluations occidentales et orientales.

Il n'a pas été possible de passer des projections avec le modèle à 2 boîtes lors de la session.

7 Résultats concernant l'état du stock

7.1 Etat du stock – Est

Comme il a été indiqué dans la section 6.2, différents passages exploratoires (essais) ont été réalisés afin d'évaluer la sensibilité des résultats aux différents choix de données à utiliser et des options de modélisation. Les résultats de trois essais sont présentés dans les résumés ci-dessous. Tout en reconnaissant que les résultats de ces trois essais étaient supérieurs à ceux des autres essais, le Groupe a admis qu'il ne disposait d'aucun argument pour accorder la préférence à l'un de ces jeux de résultats et, par conséquent, n'a pas pu définir de « case de base ».

Passages de validation : le passage de validation n°1 a confirmé que le logiciel de la VPA-2BOX donnait les mêmes résultats que ceux qui avaient été obtenus en 1998 en utilisant les mêmes données. Lorsqu'on a utilisé une matrice actualisée des prises (passage de validation n°2), les résultats obtenus étaient très semblables à ceux de l'évaluation de 1998 (**Figure 13**). Lorsqu'on a utilisé à la fois une nouvelle matrice des prises et un nouveau jeu d'indices disponibles lors de la session de 2002 (essai 2), les résultats différaient de ceux de l'évaluation de 1998 dans les dernières années dans le sens où tant le recrutement que les estimations de SSB étaient supérieurs (**Figure 13**).

Choix des séries de CPUE : on a réalisé des comparaisons limitées pour évaluer l'impact des différents choix des indices de CPUE inclus dans le modèle. Une comparaison des essais 2 et 5 a montré moins de fluctuations dans les estimations de recrutement pendant les dernières années lorsque l'indice des canneurs espagnols pour les âges 1, 4 et 5 n'a pas été inclus dans la VPA à cause du manque d'ajustement (**Figure 14**).

Choix de la pondération de l'indice : une comparaison des essais 5 et 6 montre que le choix de la pondération de l'indice (variance inverse ou poids égaux) avait peu d'incidence sur les résultats de l'évaluation (**Figure 14**). Une comparaison des essais 2 et 3 (non représentée dans ce rapport) a également donné des résultats similaires.

Choix de la matrice de capture : une comparaison des essais 6 et 8 montre que l'utilisation de la matrice des captures alternatives (avec sur-déclaration et sous-déclaration) avait peu d'incidence sur les résultats généraux de l'évaluation (**Figure 14**). La matrice des captures alternatives a cependant révélé un schéma différent de sélectivité pendant la période récente.

Contraintes sur les changements de sélectivité : les contraintes sur la quantité de variation autorisée pour la sélectivité par âge dans la période récente ont eu un impact plus prononcé. Lorsqu'on a utilisé le « shrinking » pour pénaliser les grandes variations (essai 9 comparé à l'essai 5), les estimations de la biomasse du stock reproducteur (SSB) des dernières années ont changé de façon considérable au même titre que l'estimation de l'importante classe d'âge 14 (**Figure 14**).

Postulats concernant les F-ratios : le Groupe a essayé plusieurs alternatives pour estimer les F-ratios dans le temps. Les résultats de ces tests, qui ne sont pas indiqués dans ce rapport, suggèrent que les données ne fournissent pas d'informations suffisantes pour estimer les F-ratios, ce qui explique que les F-ratios ont été établis à 1,0 dans tous les essais. Les mêmes conclusions ont été atteintes dans l'évaluation de 1998.

Analyses rétrospectives : on a mené des analyses rétrospectives sur différents essais en retirant une année à la fois et en réajustant le modèle avec le même jeu de postulats. Tous les essais qui ont été examinés ont montré des modes rétrospectifs rigoureux, en particulier pour les classes plus âgées. La **Figure 15** montre les modèles dans les estimations de la SSB qui ont été obtenus pour les essais 5, 9 et 12. Les modes rétrospectifs des essais 2 et 3, qui ne sont pas indiqués ici, étaient encore plus rigoureux. Un « ajustement » rétrospectif a été réalisé pour ces essais de la manière suivante : on a commencé par calculer un vecteur de F par âge à partir du F médian par âge pour la période 1996-1999 ; on a exécuté ensuite la VPA sans ajustement en fonction de ce vecteur de F et de la matrice des prises par âge. Les SSB ajustées sont montrées dans la **Figure 15**.

Résumé des résultats

Aucun des essais n'a donné de résultats particulièrement satisfaisants, même si certains ajustements ont été supérieurs à d'autres. Les résultats des essais 5, 9 et 12 sont présentés comme étant représentatifs de la gamme des « meilleurs » résultats obtenus par le Groupe. Tout en considérant que ces trois jeux de résultats étaient supérieurs aux autres résultats (par exemple des essais 1, 2 et 3), le Groupe n'avait aucune base pour préférer l'un de ces trois jeux. La **Figure 16** montre les ajustements dans les séries de CPUE utilisées dans les essais 5, 9 et 12. Une des principales différences observées était le fait que l'essai 5 s'ajustait au grand signal associé à la classe d'âge 1994 de façon plus étroite que ne le faisaient les essais 9 ou 12. Ceci dit, tous les ajustements ont montré en général des modèles non souhaitables dans les valeurs résiduelles.

La **Figure 17** récapitule les résultats des essais 5, 9 et 12 en ce qui concerne la taille du stock et la mortalité par pêche pour les petits et grands poissons. La **Figure 15** montre les résultats pour ces trois essais en terme de SSB, et les **Tableaux 16** et **17** montrent les estimations de la taille du stock et des matrices de mortalité par pêche. Dans tous les cas, les résultats sont présentés avec l'ajustement du mode rétrospectif exposé plus haut.

Les résultats de l'évaluation montrent des tendances semblables à celles estimées en 1998. Toutefois, les nouveaux résultats sont plus optimistes en ce qui concerne la raréfaction actuelle : le ratio SSB_{1997}/SSB_{1970} estimé en 1998 était de 0,19, tandis que le ratio SSB_{2000}/SSB_{1970} estimé dans les essais 5, 9 et 12 était de 0,86. L'évaluation actuelle montre que la mortalité par pêche sur les poissons plus âgés s'est accrue de façon considérable après 1993 et que le nombre de poissons a diminué. Il semble cependant que le niveau de recrutement reste élevé.

Dans l'ensemble, il semble que l'évaluation du stock Est est largement conditionnée par les indices de CPUE disponibles et par les postulats de modélisation. Si l'on ne tenait compte que des indices de CPUE,

on pourrait tirer des conclusions sur l'état du stock qui seraient semblables à celles qui ont été indiquées plus haut : si la CPUE standardisée des canneurs espagnols traque l'abondance des petits poissons dans l'ensemble du stock Est, l'examen visuel de la série de CPUE laisse entrevoir un recrutement variable sans afficher de tendance claire et nette. De même, si la CPUE palangrière du Japon traque l'abondance des grands poissons dans l'ensemble du stock Est, l'examen visuel de l'indice suggère une baisse de l'abondance des poissons de 8+ entre 1975 et le début des années 1990, suivie d'une période plus stable. L'indice de CPUE des madragues espagnoles ne révèle pas la présence d'un changement unidirectionnel clair dans l'abondance du thon rouge de 6+. Il est donc important d'observer que les conclusions de cet exercice d'évaluation sont conditionnées par les indices de CPUE disponibles. Les conclusions concernant le recrutement relativement stable (mais variable) et les récentes tendances de la biomasse reproductrice sont largement tributaires du bien-fondé des indices dépendant des pêcheries en tant que mesures de l'abondance globale.

7.2 Etat du stock – Ouest

On a réalisé des passages pour analyser les variations de la continuité, de la base, du F-ratio, de la pondération de la variance et de la définition du stock. Sauf indications contraires, les résultats font référence au cas de base.

Diagnostics

Statistique. Le **Tableau 18** montre un résumé de l'AIC, de l'AIC_C et des valeurs p pour les statistiques de divergence de chi carré dans les quatre méthodes alternatives de pondération. L'AIC et l'AIC_C ont montré des différences semblables dans les différentes méthodes de pondération, ce qui justifie qu'on ne citera ici que les valeurs de AIC_C. La méthode de pondération égale a eu la plus faible valeur d'AIC_C avec 13,43. La méthode de variance additionnelle unique a eu la seconde valeur la plus faible d'AIC_C avec 15,85. L'échelonnement de la déviance a donné une valeur de 20,05 et la variance additionnelle par série une valeur de 28,82. Les résultats suggèrent que le modèle de pondération égale est celui qui doit être choisi comme cas de base.

Les valeurs p du test de divergence de chi carré pour chacune des méthodes de pondération se situent toutes entre 0,19 pour la pondération égale et 0,41 pour la variance additionnelle par série. Il n'est donc pas possible de rejeter l'hypothèse nulle selon laquelle les données de CPUE sont sous-dispersés ou sur-dispersées par rapport à la fonction de vraisemblance log-normale qui est appliquée dans les différentes méthodes de pondération. Les valeurs de divergence de chi carré sont également indiquées pour chaque méthode de pondération et chaque série de CPUE (**Tableau 18**). Les valeurs p des séries individuelles de CPUE ne peuvent pas être calculées faute d'un degré suffisant de liberté par série. On constate cependant que, pour certaines séries de CPUE, la divergence de chi carré varie de façon considérable au sein des méthodes de pondération et, comme prévu, tend à être plus faible pour la variance additionnelle par série où la plupart des paramètres sont estimés. Ceci indique que les diverses méthodes de pondération auront tendance à pondérer de façon différente les différentes séries de CPUE.

En ce qui concerne les deux méthodes alternatives de variance additionnelle, on a également effectué un test du ratio de probabilité afin d'évaluer l'hypothèse nulle selon laquelle un seul terme de variance additionnelle unique produisait un ajustement satisfaisant du modèle aux données et que l'inclusion d'un terme de variance additionnelle dans chaque série n'améliorait pas de façon significative l'ajustement du modèle aux données. La statistique d'essai de 17,54 (-2 (LogL du modèle simple – LogL du modèle complexe) était inférieure à la valeur critique de chi carré = 19,68 ($\alpha = 5\%$, $df = 11$). C'est ainsi que, des deux modèles de variance additionnelle, le modèle de variance additionnelle unique est le plus approprié. Il faut néanmoins indiquer qu'aucun de ces deux modèles n'a été retenu comme cas de base.

La **Figure 18** montre des indices de CPUE sous forme de diagrammes pour chaque série de CPUE avec la CPUE prédite par le modèle selon le modèle du cas de base (pondération égale). La **Figure 18** montre également des résumés des tendances dans le temps concernant les estimations de SSB, le

recrutement, les ratios F_{10+}/F_9 et d'autres quantités, les diagrammes de coefficients d'autocorrélation partielle, les diagrammes de la CPUE observée comparée à la CPUE prédite et les histogrammes du logarithme naturel des valeurs résiduelles. Une autocorrélation positive significative ($\alpha = 0,05$) pour un ACF partiel de 1 an a été obtenue pour les séries CAN GSL, JLL, NW ATL, Larvaire, US RR < 145 et US RR > 195. Malgré l'autocorrélation positive de ces séries temporelles, les tendances générales semblaient correspondre aux tendances prédites par le modèle. Dans l'ensemble, environ huit séries de CPUE sur douze suggèrent des tendances correspondant aux tendances prédites par le modèle (**Figure 18**). Ils s'agit des séries CAN GSL, JLL, NW ATL, Larvaire, US RR < 145, US RR 66-114, US RR 115-144, Marquage et US RR > 195.

Parmi les séries de CPUE contemporaines, les séries CAN SWNS et US LL GOM ont présenté les discordances les plus fortes par rapport aux prédictions du modèle (**Figure 18**). On trouve plusieurs valeurs résiduelles positives importantes à proximité du début de chaque série temporelle. Les diagrammes de comparaison entre les CPUE observées et prédites pour ces séries (**Figure 18**) ont également montré un mauvais comportement statistique avec de très petites gammes de valeurs prédites et des gammes beaucoup plus grandes de valeurs observées (**Figure 18**). Au vu des tendances systématiques perçues dans les valeurs résiduelles, on a effectué un passage de sensibilité (voir plus loin) pour évaluer la sensibilité des résultats de l'évaluation du stock à l'omission de ces séries temporelles de CPUE.

Dans la plupart des séries de CPUE, les histogrammes du logarithme naturel des valeurs résiduelles de CPUE étaient trop rares pour détecter visuellement des distributions non-normales (**Figure 18**). La **Figure 18** montre également un histogramme du logarithme naturel des valeurs résiduelles de toutes les séries et un diagramme q-q des valeurs résiduelles standardisées comparé aux quantiles de la distribution normale standard. La présomption d'une distribution log-normale des données de CPUE ne pouvait pas être rejetée sur la base d'une inspection visuelle de ces diagrammes.

Les distributions pour les estimations des poissons de l'âge 10+ en 1970 (la « cohorte » la plus âgée ayant été estimée) et de l'âge 4 en 2001 (la cohorte la plus jeune ayant été estimée) obtenues à partir de 500 répétitions de bootstrap paramétrique sont montrées à la **Figure 19**. Les médianes et le point estimé y sont également représentés. L'estimation du biais, point estimé moins la médiane (Efron 1982), est indiquée et représente moins de 2% pour la classe d'âge 1997, mais d'environ 16% pour les 10+ en 1970. Effort et Tibshirani (1993) suggèrent que le biais peut être ignoré s'il représente moins de 25% de l'erreur standard. L'estimation de 1997 ne dépasse pas ce seuil (< 8% d'erreur standard) tandis que le 10+ de 1970 le fait (40% d'erreur standard). Les distributions sont compatibles avec les barres d'erreur montrées dans la **Figure 20**.

Rétrospective

Deux types d'analyses rétrospectives ont été réalisées. Dans le premier cas, les entrées les plus récentes des prises et des indices d'abondance ont été éliminées de façon séquentielle de l'analyse du cas de base avant d'exécuter à nouveau le modèle. C'est l'approche la plus habituelle pour effectuer les analyses rétrospectives des résultats de la VPA. Les recrues sont relativement insensibles à l'élimination rétrospective de données. Les SSB sont plus sensibles et ne montrent pas de convergence dans le temps, les séries de données les plus longues donnant la biomasse la plus élevée. De façon similaire, les séries les plus longues donnent les plus estimations de F_{8+} les plus basses. Il y a des indices (**Figure 21**) montrant que les récentes tendances à la baisse estimées dans les SSB deviennent de moins en moins appréciables au fur et à mesure qu'on dispose de davantage de données. Cette situation est semblable à celle observée dans les évaluations antérieures (SCRS/94/124).

Une seconde approche a pris les résultats des deux évaluations antérieures (1998 et 2000) pour l'estimation et la projection du stock (à 2.500 t) et les a comparés au cas de base actuel jusqu'en 2005. La **Figure 22** montre que le SSB/SSB_{75} est bien perceptible pour la période 1970-2001, que les projections de l'évaluation de 1998 sont inférieures à l'évaluation de 2000 comparées à l'actuel cas de base. Les modes rétrospectifs pour l'âge 1 sont comparés pour les évaluations de 1994, 1996, 1998, 2000 et 2002. La

Figure 23 constitue l'image traditionnelle et indique qu'il y a une certaine tendance à la surestimation à partir des séries temporelles les plus courtes. La **Figure 24** montre les mêmes données, mais cette fois en ajoutant les estimations de la force de la classe d'âge (recrues à l'âge 1). Les dernières évaluations (de 1998 à cette date) présentent un mode rétrospectif dans les classes d'âge 1992-1995 qui a diminué dans les évaluations suivantes.

L'effet rétrospectif sur les estimations du recrutement à partir des analyses traditionnelles décrites au premier paragraphe de cette section est nettement plus faible que celui qui avait été observé dans la séquence des analyses rétrospectives des évaluations. Ceci est principalement dû aux changements réalisés dans les données et en particulier à la réestimation des CPUE et aux corrections des prises réalisées dans les évaluations suivantes. Il n'est pas possible d'effectuer une comparaison directe des modes rétrospectifs de SSB entre l'analyse rétrospective cohérente et la comparaison rétrospective des évaluations. Ceci s'explique par le fait que la dernière citée représente des indices relatifs (SSB/SSB_{75}). Par contre, on constate que la plupart du modèle est causé par la réponse du F-ratio aux jeux plus courts de données.

Passages de sensibilité

Comparaisons entre le cas de base et le passage de continuité, le passage de l'indice réduit et le passage du F-ratio. La **Figure 25** (voir aussi les **Tableaux 19** et **20**) compare les recrues (âge 1), la SSB et le F_{8+} pour le cas de base ainsi que les passages de continuité, de l'indice réduit et des F-ratio des déplacements aléatoires. Les estimations de recrutement étaient relativement similaires dans les quatre passages. Les trajectoires dans le temps de la SSB et du F_{8+} étaient similaires (bien que plus pessimistes dans les dernières années) pour le cas de base comparé à la continuité et à l'indice réduit, mais assez différentes pour le passage du F-ratio du déplacement aléatoire. La **Figure 26** montre les F-ratios pour ces passages et on constate que la différence est clairement due à ce paramètre. Lorsque la récente période limitée est autorisée à suivre un déplacement aléatoire à partir de 1982, il tombe à environ la moitié de la solution limitée. La période 1974-1982 a été estimée comme un bloc et tombe au niveau du déplacement aléatoire. On observe une légère tendance à la baisse dans la période de déplacement aléatoire. Le Groupe a remarqué que cette caractéristique de l'évaluation avait été déjà observée et étudiée auparavant. Le résultat découlant du fait de permettre une estimation moins limitée du F-ratio (bien qu'avec une limitation du déplacement aléatoire) donne des estimations relativement faibles du F-ratio qui, à son tour, se traduit par de grandes quantités de biomasse cryptique (la fraction du stock qui n'est pas disponible aux pêcheries), une caractéristique qui n'est pas considérée réaliste du point de vue biologique. Le Groupe est arrivé à la conclusion que les données disponibles donnent relativement peu d'information au sujet de l'estimation des F-ratios.

Les comparaisons entre les définitions des unités d'évaluation (1+2 comparé à 1+2+3 – cf. **Figure 2**) sont présentées dans les **Figures 27** et **28**. Comme prévu, l'ajout de captures supplémentaires dans les dernières années a augmenté les estimations des recrues et a accru le F_8 . De façon somme toute paradoxale, l'ajout de captures supplémentaires dans les premières années a donné une estimation plus faible de la SSB avant de correspondre avec le cas de base. La cause de cette situation est examinée à la **Figure 28** dans laquelle le F-ratio a été limité au cas de base. Dans ce cas, la prise ajoutée provenant de la zone 3 donne des estimations supérieures de la SSB pour toutes les années. Lorsque le F-ratio est autorisé à répondre aux données, il déplace le stock reconstruit au profit d'un stock ayant une SSB plus petite et plus productive.

Lorsque la zone 4 est ajoutée aux zones 1, 2 et 3 (**Figure 29**), le recrutement et le F_{8+} augmentent comme prévu. La réponse de la SSB à la capture supplémentaire est toujours plus grande que 1+2, mais tombe sous 1+2+3 dans les premières années.

La **Figure 30** montre les ajustements du modèle des séries de CPUE pour les quatre méthodes de pondération. Les tendances prédites par les différentes méthodes de pondération n'ont présenté que des différences mineures. Les différences dans les séries prédites étaient les plus importantes après le milieu des années 80 et encore davantage après le milieu des années 90. Il ne semble pas qu'il y ait eu des

différences fort cohérentes dans les tendances estimées entre les différentes méthodes de pondération, même si la méthode de la variance additionnelle par série tendait à prédire des valeurs légèrement supérieures et des tendances plus optimistes, par exemple dans les séries US RR 66-114, US RR 115-144, US RR > 195 et JLL NW ATL.

La **Figure 31** présente les estimations du recrutement annuel, de la SSB et du F_{8+} selon quatre méthodes de pondération différentes. Les estimations de recrutement sont très semblables dans ces méthodes, mais diffèrent légèrement après le milieu des années 90. Les estimations de la SSB présentent les plus grands écarts au début des séries temporelles où l'estimation la plus élevée est d'environ 30% supérieure à l'estimation la plus basse. Les estimations de la SSB deviennent très semblables après 1980. Les estimations du F_{8+} sont très semblables tout au long des séries temporelles, mais diffèrent à la fin des années 90. Les résultats du cas de base représentent des valeurs intermédiaires pour chacune de ces trois estimations. La variance additionnelle par méthode des séries indique les recrues les plus élevées vers la fin de la série, la raréfaction la plus faible dans la SSB et l'estimation la plus faible du F_{8+} à la fin de la série temporelle. Par contre, la méthode d'échelonnement de la déviance montre les recrutements les plus faibles à la fin de la série temporelle, la raréfaction la plus élevée dans la SSB et le F_{8+} le plus élevé à la fin de la série temporelle.

Résultats

Résultats de l'évaluation pour le cas de base. Le **Tableau 19** présente en détail les produits du cas de base. Ceux-ci comprennent la matrice des estimations des taux de mortalité par pêche, de l'abondance par âge, du stock et du recrutement. La nouvelle évaluation du stock donne des résultats sur l'état du stock qui sont semblables à ceux de l'évaluation du stock de 2000. Les estimations récentes des taux de recrutement sont plus élevées que les estimations moyennes des 15 années antérieures. L'estimation la plus récente du recrutement (1998) est de 151.000 unités, ce qui constitue le chiffre le plus élevé de cette période et environ 220% de la moyenne prise entre 1980 et 1994. Par contre, cette estimation la plus récente du recrutement est également la plus incertaine. L'important recrutement estimé en 1995 et obtenu dans l'évaluation de 2000 reste cependant élevé avec 144.000 unités.

La SSB estimée affiche une tendance à la baisse depuis 1997. En effet, la SSB estimée en 2001 était de 5.024 t, ce qui représente 57% du niveau de 1997 et 13% du niveau de 1995. L'estimation du taux de mortalité par pêche sur le groupe 8+ est de 0,41, chiffre le plus élevé depuis 1970.

La perception de l'état du stock confirme celle des dernières années, c'est-à-dire, que le recrutement est resté faible depuis 1977, mais a augmenté de façon considérable à partir de 1995, et que la SSB diminue depuis le début des années 70. Les estimations de l'état actuel par rapport aux taux de référence basés sur la PME montrent une ressource surexploitée, en particulier dans l'hypothèse du scénario à fort recrutement (section 8.1).

7.3 Modèles de mélange

Le passage du modèle à 2 boîtes sans mélange (Passage 0, **Figures 32 et 33**, **Tableau 21**) était très semblable aux évaluations du stock unique pour les stocks Est et ouest (sections 7.1 et 7.2), ce qui confirme que le modèle à 2 boîtes avait été correctement défini. D'après l'AIC, le modèle sans mélange s'ajustait mieux aux données de CPUE que n'importe lequel des modèles de mélange (**Tableau 21**), mais le calcul de l'AIC ne tenait pas compte des informations issues des études de marquage. Parmi les modèles de mélange, les modèles dans lesquels $\tilde{T}_e$ et $\tilde{T}_w$ augmentaient avec l'âge s'ajustaient le mieux aux données. Le recrutement total des deux stocks était semblable dans tous les modèles de mélange (**Figure 32e**), même si ces modèles estimaient une biomasse totale du stock reproducteur plus élevée au début des séries temporelles (**Figure 32f**).

Aucun des scénarios de mélange (passages 1-4, **Figures 32-35** et **Tableau 21**) n'a subi de variation substantielle par rapport au cas de non-mélange pour le stock est-atlantique, si ce n'est que la biomasse du

stock reproducteur dans les trois dernières années était légèrement inférieure en présence d'une migration supérieure.

Tous les scénarios de mélange ont estimé une biomasse du stock reproducteur supérieure dans le stock ouest ainsi qu'une diminution proportionnelle plus réduite entre 1970 et 2000, comparé au passage de non-mélange. Les passages avec des $\tilde{T}_e$ et $\tilde{T}_w$ constants à travers les âges ont montré des tendances pratiquement identiques dans la biomasse du stock reproducteur ouest (passages 1, 2 et 4, **Figure 32c**). Ceci dit, les recrutements calculés étaient assez variables et montraient une plus grande variabilité dans les passages ayant un $\tilde{T}_w$ supérieur (par exemple, le passage 4, **Figure 32g**). Tous ces passages ont estimé des recrutements zéro pour certaines années.

Parmi les scénarios de mélange, les scénarios dans lesquels $\tilde{T}_e$ et $\tilde{T}_w$ augmentaient avec l'âge (passage 2, **Figures 32 et 34**) ont estimé la biomasse du stock reproducteur la plus élevée du stock ouest. Ceci semble être dû au fait que les ratios F_{10}/F_9 du stock ouest estimés par le modèle étaient assez différents entre le passage dans lequel $\tilde{T}_e$ et $\tilde{T}_w$ augmentaient avec l'âge et les passages où $\tilde{T}_e$ et $\tilde{T}_w$ étaient constants (**Figures 33-35**). Ceci peut être dû aux différences dans l'ajustement des indices de juvéniles selon que les juvéniles migrent ou non (**Figure 36**).

Au vu de ces résultats, le Groupe a décidé que la migration peut influencer l'état et le rétablissement potentiel du stock ouest, mais a moins d'effet sur le stock Est. Ce résultat est cohérent avec les modèles de mélange des six zones présentés dans les documents SCRS/2002/088 et SCRS/2002/087. Des travaux supplémentaires doivent être entrepris afin de déterminer un type approprié de modélisation de la migration. Les questions importantes à résoudre sont l'effet des postulats du F terminal et la détermination de l'âge des poissons dans les régions où les stocks se mélangent et, bien entendu, l'obtention de données adéquates pour estimer les taux de migration ou les pourcentages de recouvrement.

8 Projections

8.1 Projections - Est

Spécifications pour l'Est

Les projections pour le stock Est ont été fondées sur les essais 5, 9 et 12 après avoir effectué un ajustement aux modes rétrospectifs, tel qu'il a été décrit dans la section 7.1. En 1998, les projections avaient été réalisées selon différents scénarios de prise et capture future afin d'examiner les tendances des trajectoires couvrant les 10 années suivantes et de donner une indication sur les productions les plus probables. En 2002, la prise de conscience de la faible qualité d'une partie importante des entrées (section 4, essentiellement les données de capture) et la sensibilité des résultats aux postulats de modélisation ont empêché de faire des projections fiables à court terme et ont privé les calculs de la production soutenable de toute fiabilité, expliquant ainsi qu'aucun résultat à court terme n'a été présenté. Le Groupe a donc décidé de se limiter aux scénarios de projection pour le long terme et de comparer les productions actuelles (c'est-à-dire, les captures officielles et alternatives) avec la production maximale équilibrée (la projection a donc été essentiellement une analyse de la production par recrue).

Rapport stock-recrutement. On a postulé que le recrutement projeté avait une distribution log-normale avec une moyenne, une variance et une autocorrélation estimée à partir du recrutement pour la période 1980-1997 conformément à chaque essai ajusté de façon rétrospective, et qu'il était indépendant de la taille du stock. Il s'agit de la même procédure que celle qui avait été utilisée en 1998. Le choix de la gamme d'année est arbitraire et a été déterminé principalement pour échelonner les projections en fonction des grandeurs observées par le passé. C'est pour cette raison que les projections sont comparables aux quantités estimées sur une base par recrue.

Taille actuelle de la population. Elle correspond à la taille de la population de 2000 provenant de chacun des essais ajustés de façon rétrospective.

Sélectivité par âge. Elle est égale au vecteur de sélectivité de la mortalité par pêche ajustée de façon rétrospective en 2000. En outre, un scénario de ponction théorique illustrant l'effet de la prise en compte du seul poisson mûr a été examiné en établissant la mortalité par pêche à zéro pour tous les âges inférieurs à cinq. Ce dernier schéma de sélection avait pour objet d'évaluer la sensibilité des projections à un schéma de sélection hypothétique extrême ne tenant compte d'aucun jeune poisson.

Poids à l'âge. On a postulé qu'il était identique aux poids à l'âge en 2000.

Mortalité naturelle. Elle était égale aux valeurs spécifiques de l'âge qui ont été utilisées dans les évaluations de 1998 et 2000 (c'est-à-dire comme le thon rouge du sud).

Prises futures. On a fait des projections pour une variété de niveaux constants d'effort qui correspondent à l'application d'un multiplicateur sur le vecteur de sélectivité (soit 0,9, 1,0 et 1,1). Les âges de référence pris pour déclarer la mortalité par pêche étaient 5 et 6.

Résumé

Toutes les projections dépendent du niveau attendu de recrutement. Si le recrutement futur est supérieur ou inférieur à ce niveau, les prises futures et les biomasses du stock reproducteur seront respectivement supérieures ou inférieures. Les résultats sont récapitulés dans le **Tableau 22** et à la **Figure 37**.

Au niveau actuel de l'effort de pêche, la biomasse du stock reproducteur à long terme se situera entre 58.000 et 73.000 t et la production à long terme entre 23.500 et 24.600 t. Par rapport à 1970, la biomasse à long terme représentera de 27% à 35% de la biomasse du stock reproducteur de 1970 et la biomasse actuelle de 72% à 87% du niveau de 1970. La biomasse à long terme représente également un changement de 57 à 64% par rapport au niveau de 2000.

Le F est aujourd'hui égal à environ 1,8 - 2,4 fois le $F_{\max}$ et, puisque la mortalité par pêche est actuellement nettement supérieure au $F_{\max}$, une réduction de 10% de l'effort de pêche produira une augmentation substantielle de la production et de la SSB escomptées à long terme comme le montrent les courbes de production et des géniteurs par recrue. De même, les changements dans les schémas de sélection qui réduisent la mortalité par pêche des juvéniles augmenteront de façon considérable la production et la biomasse du stock reproducteur escomptées.

Les productions soutenables à long terme pour les différents essais sont semblables, au contraire de la production récente dans l'essai 12 (avec la matrice des captures alternatives), ce qui implique que les différences sont plus grandes lorsqu'on tient compte des scénarios de captures alternatives.

Conclusions

Malgré les différentes perceptions du stock issues des postulats émis au sujet des prises et des séries de CPUE, la production équilibrée à long terme (qui est d'environ 25.000 t) et la SSB (de 58.000 à 73.000 t) ne présentent pas de grande différence si l'on envisage le statu quo de la mortalité par pêche. La principale différence se produit lorsqu'il y a un changement substantiel dans F , que ce soit pour l'ensemble de la population ou pour une partie de celle-ci (c'est-à-dire, un changement dans le schéma de sélection).

8.2 Projections – Ouest

Spécifications

Les projections pour le stock ouest (cas de base + zones 1+2+3) ont été basées sur des matrices de mortalité par pêche par âge et des nombres par âge des répétitions du bootstrap pour les évaluations correspondantes (12 indices, pondération égale). Rappelant la discussion de la section 6 concernant la plausibilité relative que le gros des poissons dans les zones 3 et 4 étaient des poissons du stock ouest, le Groupe a convenu de réaliser des projections pour l'évaluation incluant les zones 1, 2 et 3, mais non celles qui incluaient toutes les zones 1-4. Les spécifications techniques complètes de ces projections sont présentées à l'**Appendice 5**.

Rapport stock-recrutement. L'évaluation de 2000 a considéré deux scénarios (faible recrutement et fort recrutement) concernant la nature du rapport stock-recrutement. Le Groupe a décidé de réaliser à nouveau des projections pour ces deux scénarios étant donné l'incertitude qui caractérise la forme réelle du rapport stock-recrutement. On estime que ces deux scénarios représentent des limites supérieures et inférieures raisonnables (mais pas extrêmes) du recrutement pendant la période de rétablissement. Le scénario à faible recrutement (LRS) est fondé sur le postulat selon lequel les niveaux du futur recrutement moyen (abondance d'âge 1) ne dépasseront pas les niveaux observés pendant les 22 années commençant en 1976, tandis que le scénario à fort recrutement (HRS) postule que les niveaux de recrutement moyen augmenteront vers les niveaux de recrutement observés au début des années 70 lorsque la taille du stock reproducteur se sera suffisamment rétablie.

Les scénarios à recrutement faible et fort ont été modélisés respectivement à l'aide des rapports stock-recrutement à 2 lignes et de Beverton-Holt (cf. la **Figure 38** pour les ajustements de l'évaluation du cas de base). Ceci est cohérent avec l'approche utilisée pour réaliser les projections dans les deux dernières évaluations.

Le rapport stock-recrutement à 2 lignes implique une augmentation linéaire du recrutement depuis l'origine jusqu'à un niveau pivot de taille du stock reproducteur au-dessus duquel le recrutement est indépendant de la taille du stock reproducteur. La taille du stock reproducteur pivot est définie comme étant la taille moyenne du stock reproducteur pendant les années 1991-96. Cette définition a également été faite pour l'évaluation de 2000 et renferme l'idée de départ selon laquelle la taille pivot du stock reproducteur est un niveau au-dessus duquel le recrutement semble être relativement indépendant de la taille du stock reproducteur. Le niveau constant de recrutement est défini comme le recrutement moyen géométrique des années 1976-98, une période durant laquelle le recrutement a été relativement constant. Cette approche utilisée pour calculer le niveau constant du recrutement diffère de l'approche utilisée en 2000 pour définir ce niveau de recrutement qui a requis l'ajustement du rapport stock-recrutement à 2 lignes à l'aide d'une probabilité maximale. Comme prévu, les analyses ont montré que l'approche utilisée en 2000 était plus optimiste, bien que la différence soit négligeable dans ce cas.

Le recrutement escompté dans le scénario à faible recrutement est supérieur à celui du scénario à fort recrutement pour des tailles du stock reproducteur comprises entre 3.000 et 11.000 t. On estime que la taille actuelle du stock reproducteur se situe dans cette fourchette.

Le rapport stock-recrutement de Beverton-Holt a été ajusté aux estimations de la taille du stock reproducteur et du recrutement pour les années 1971-98 (classes d'âge⁴ 1970-97) à l'aide de la probabilité maximale même si, comme dans les évaluations antérieures, l'asymptote du rapport stock-recrutement a été contrainte de sorte à ne pas dépasser le recrutement moyen des années 1970-74 (classes d'âge 1969-73).

Le Groupe a décidé de fixer l'étendue de la variabilité du recrutement σ_R pour chaque répétition du bootstrap à une valeur égale à l'estimation de la probabilité maximale, sauf si cette estimation était inférieure à 0,4 auquel cas la σ_R serait fixée à 0,4. Les évaluations antérieures ont estimé l'autocorrélation ($\rho = 0,5$) dans les déviations concernant le rapport stock-recrutement de Beverton-Holt. Ceci dit, les ajustements des deux rapports stock-recrutement pour l'évaluation du cas de base (**Figure 39**) n'ont pas

⁴ Il a été convenu de définir le "recrutement" comme étant le nombre de poissons d'âge 1 et la "force de la classe d'âge" comme le nombre de poissons d'âge 0. Le "recrutement" pour l'année y est par conséquent la même cohorte que la classe d'âge pour l'année $y-1$.

montré de trace d'autocorrélation significative dans les dernières années. Les valeurs résiduelles concernant le rapport stock-recrutement de Beverton-Holt montrent une tendance croissante à partir d'une valeur très négative en 1977 pour atteindre une valeur positive en 1988, après quoi elles n'affichent pas de tendance claire. C'est pour cette raison qu'on a réalisé les projections en postulant que les déviations futures concernant le stock-recrutement sont indépendantes.

Taille actuelle de la population. Les valeurs du recrutement issues de la VPA pour les années 1999-2001 ont été remplacées par des valeurs provenant du rapport stock-recrutement estimé qui est sous-jacent à la projection (pour le LRS et le HRS). On a par conséquent recalculé les nombres et la mortalité par pêche pour les âges 1-3 au début 2001 en projetant ces recrutements obtenus dans les prises par âge connues pour les classes d'âge 1998-2000.

Recrutement partiel. 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 par âge pour les années 1997-1999.

Prises futures. On a postulé que les prises de 2002 pour les projections du cas de base étaient égales au TAC de 2002 de 2.500 t, tandis que celles utilisées pour les projections fondées sur les zones 1, 2 et 3 étaient de 3.772 t (2.500 t pour les zones 1+2 et la prise moyenne pour les années 1999-2001 pour la zone 3 (1.272 t)). Au-delà de 2002, 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 cet effet, le F sélectionné a été contraint afin de ne pas dépasser $3y^{-1}$.

Niveaux de biomasse de référence. La taille projetée du stock reproducteur a été exprimée par rapport à la taille de la biomasse du stock reproducteur associée à la PME (c.-à-d. B_{PME}) pour le scénario de recrutement approprié, ainsi que par rapport à la biomasse du stock reproducteur de 1975. La B_{PME} a servi de niveau de référence aux fins du rétablissement, car elle constitue la cible du programme de rétablissement actuel. La SSB de 1975 a servi de niveau de référence aux fins du rétablissement, car on a postulé qu'elle était la cible du rétablissement dans des évaluations précédentes où elle avait été suggérée comme un indice approchant de la B_{PME} .

Résultats

Zones 1 et 2

Les résultats des projections ont été présentés comme des médianes (50%) et 10% et 90% de 500 passages. La biomasse du stock reproducteur (SSB) projetée a été exprimée de trois façons pour chacun des deux scénarios de recrutement (LRS et HRS): en nombres absolus, par rapport à la SSB de 1975, et par rapport à l'estimation appropriée de la B_{PME} (appelée SSB_{PME}). Les résultats médians des passages bootstrap utilisant des prises futures constantes s'inscrivant entre 0 et 5.000 t sont indiqués à la **Figure 40** pour l'évaluation du cas de base. Des niveaux de prises constantes allant jusqu'à 3.000 t ont entraîné dans une certaine mesure le rétablissement du stock. Une prise constante de 5.000 t provoquerait l'extinction du stock vers 2012, pour les deux scénarios de recrutement, mais les niveaux de prises constantes entre 3.000 et 5.000 t n'ont pas été projetés. Pour le scénario à faible recrutement, tous les niveaux de prise inférieurs ou égaux à 3.000 t ont entraîné le rétablissement à la B_{PME} associée avant 2018, tandis que les niveaux de prise inférieurs à 2.300 t ont entraîné le rétablissement à la SSB de 1975 avant 2018 (**Tableau 23**). Pour le scénario à fort recrutement, des niveaux de prise de moins de 1.500 t ont entraîné le rétablissement à la B_{PME} associée, tandis que tous les niveaux de prise inférieurs ou égaux à 2.700 t ont entraîné le rétablissement à la SSB de 1975 avant 2018.

Il n'y a que des différences mineures entre les médianes de bootstrap et les estimations déterministes de PME, B_{PME} , F_{PME} , F_{2001} et des ratios parmi ceux-ci (**Tableau 23**). Il y a également peu de différence entre les projections fondées sur le bootstrapping paramétrique et non-paramétrique des données de l'évaluation.

Pour le scénario LRS, les projections indiquent qu'une prise constante de 3.000 t par an a une probabilité d'environ 83% de permettre le rétablissement à la B_{PME} associée avant 2018 (**Tableau 23**). En outre, une prise constante de 2.300 t par an a environ 45% de probabilité de permettre le rétablissement à la taille du stock de 1975 avant 2018. Pour le HRS, une prise constante d'environ 2.700 t par an a environ 52% de probabilité de permettre le rétablissement à la taille du stock de 1975, et avec une prise annuelle constante de 1.500 t, les chances d'un rétablissement à la B_{PME} associée avant 2018 sont de 47%.

Le Groupe s'est montré inquiet quant à l'influence des estimations du recrutement pour les classes d'âge récentes sur les résultats des projections. Les trois estimations de recrutement les plus récentes sont considérées non fiables et, comme dans les évaluations antérieures, ont été remplacées dans les projections par des valeurs obtenues dans les rapports stock-recrutement. En tant qu'essai de sensibilité, la procédure de substitution a été prolongée de deux ans dans le passé (pour remplacer les estimations des classes d'âge 1976 et 1997 par des valeurs obtenues du rapport stock-recrutement et pour exclure ces classes annuelles dans l'estimation des paramètres des rapports stock recrutement). Les estimations de la B_{PME} ont changé pour cet essai de sensibilité (plus basses pour le LRS et plus hautes pour le HRS). L'exclusion des classes annuelles 1996 et 1997 a provoqué un léger retard dans le rétablissement de la taille du stock reproducteur et, par conséquent, de plus faibles probabilités de rétablissement pour des niveaux constants de prise donnés (**Figure 41**). La population est néanmoins supposée augmenter à moins que les prises ne connaissent une augmentation sensible.

Zones 1, 2 et 3

Des projections ont également été réalisées pour le scénario dans lequel un TAC est établi pour les zones 1, 2 et 3 et cette région ne contiendrait que des poissons appartenant au stock ouest. Les résultats de l'évaluation pour ce scénario (cf. section 7.2) montrent un stock plus petit, mais plus productif (en termes absolus) comparé au cas de base. On devrait donc s'attendre à ce que les projections donnent des résultats légèrement plus optimistes. Dans les deux scénarios de recrutement, une prise future constante de 6.000 t provoquerait l'extinction du stock vers 2025 (**Figure 42**). Pour le LRS, une prise future constante de 4.000 t a environ 46% de probabilité de permettre le rétablissement à la taille du stock de 1975 avant 2018, tandis qu'une prise future de 5.000 t a 42% de probabilité d'assurer le rétablissement à la B_{PME} vers 2018 (**Figure 42** et **Tableau 24**). Pour le HRS, des prises égales ou inférieures à 4.000 t permettraient un rétablissement à la B_{PME} avec plus de 50% de probabilité vers 2018, et une prise de 5.000 t aurait environ 43% de probabilité de permettre le rétablissement à la taille du stock de 1975 vers 2018 (**Figure 42**).

Généralités

Effet du choix du scénario de recrutement. Par rapport au scénario à fort recrutement (HRS), le scénario à faible recrutement (LRS) entraîne un potentiel de rétablissement plus faible pour le stock et une estimation plus faible de la B_{PME} . Par conséquent, avec le scénario LRS, il pourrait être relativement plus facile d'obtenir le rétablissement à la B_{PME} correspondante, mais il s'avérera plus difficile de rétablir à un niveau-cible qui ne dépende pas du rapport stock-recrutement, tel que la SSB_{75} . Ces comparaisons sont illustrées aux **Figures 40** et **42**.

Effet du niveau de la biomasse utilisée comme point de référence pour le rétablissement. Le choix de mesurer le rétablissement par rapport à la SSB de 1975 ou en estimant la B_{PME} dépend des paramètres du rapport stock-recrutement et n'a pas beaucoup d'impact en termes de durabilité des niveaux de prise examinés ici. Le choix de cette mesure est cependant important au niveau du calendrier du rétablissement.

Comparaison des niveaux de référence de la biomasse entre cette évaluation et l'évaluation de 2000. Les niveaux de référence de la biomasse issus de la présente évaluation (**Tableau 23**) sont semblables aux niveaux utilisés dans l'évaluation de 2000 (Tableau 10a du rapport détaillé de 2000). Ceci était prévisible sachant que l'ajout des nouvelles données des prises et des indices d'abondance révisés ont apporté peu de modifications aux résultats (voir le passage de continuité, **Figure 26**) et que les spécifications de l'évaluation du cas de base sont semblables.

9 Recommandations

9.1 Recherche et statistiques - Est

Le Groupe a examiné et a approuvé les recommandations en matière de recherche et statistiques qui ont été adoptées lors de la Sixième réunion CGPM-ICCAT (SCRS/2002/010).

- 1) Le Groupe recommande à nouveau à la Commission de garantir que l'on remette au Secrétariat 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, dans le Code de conduite pour une Pêche responsable de la FAO, ainsi que dans l'Accord de 1995 aux fins de l'application des dispositions de la Convention des Nations unies sur le Droit de la mer du 10 décembre 1982 relatives à la conservation et la gestion des stocks chevauchants.
- 2) Le degré élevé d'incertitude dans les prises s'est accrue à cause de (1) l'augmentation probable du niveau des prises non déclarées suite à l'imposition de quotas, et 2) du développement de l'élevage de thon rouge. Le Groupe reste particulièrement préoccupé par l'incapacité de suivre de façon précise les captures, les prises par taille, l'origine des prises et l'effort de pêche concernant les poissons élevés en cages. Il recommande de déployer les efforts nécessaires pour mettre en œuvre les suggestions d'amélioration émises lors de la sixième réunion CGPM-ICCAT (SCRS/2002/010) telles que l'envoi d'observateurs à bord et dans les cages, l'extension et la modification du DSTR aux poissons vivants, la modification des carnets de pêche afin de déclarer les transferts de poissons dans des cages.
- 3) Les substitutions des données de taille utilisées pour le calcul des tableaux de prises par taille doivent être révisées pour les années avant 1998. Il faut également vérifier la qualité des données de taille (taille d'échantillon) présentées puisqu'on a identifié des cas de niveaux élevés d'extrapolation. En outre, il faut vérifier la procédure utilisée pour l'âgeage des prises (découpage). Le Groupe recommande donc qu'une session exploratoire des données du thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée soit tenue avant la prochaine réunion d'évaluation.
- 4) Le Groupe reconnaît les améliorations apportées par le projet FAO-COPEMED dans le domaine des statistiques et de la recherche en Méditerranée et recommande de poursuivre ces activités à l'avenir.
- 5) Il est recommandé de collecter et d'analyser des données précises sur les prises, l'effort et la taille des nouveaux engins de pêche qui remplaceront la pêche au filet dérivant dans le golfe de Gascogne (senne et chalut pélagique) afin d'examiner leur impact sur le stock de thon rouge de l'Est.
- 6) Outre la nécessité d'améliorer les statistiques de base des captures, le Groupe continue d'encourager les recherches sur la fidélité au lieu de frai, les routes migratoires et le mélange. Il recommande par conséquent de renforcer les activités de marquage, en particulier à l'aide des marques-archives et pop-up, ainsi que les études sur la microchimie des juvéniles et des adultes dans l'Atlantique Est et la Méditerranée.
- 7) La collecte de données indépendantes des pêcheries sur l'abondance du thon rouge méditerranéen à travers des prospections larvaires et aériennes doit être poursuivie et encouragée afin d'élaborer des indices indépendants des pêcheries pour l'évaluation du stock.
- 8) Le Groupe recommande de poursuivre l'étude de la standardisation de l'indice de CPUE par âge pour les madragues espagnoles.

- 9) Les séries de CPUE du Taïpei chinois doivent être révisées afin de pouvoir être utilisées dans les prochaines évaluations. Il faut également envisager la possibilité d'une analyse conjointe avec les séries japonaises en vue d'établir un indice combiné.
- 10) Le Groupe s'est montré préoccupé par l'application des différentes méthodologies utilisées pour standardiser les indices de CPUE. Il a recommandé d'examiner les effets de ces standardisations sur la modélisation de l'évaluation avant la prochaine évaluation du stock.
- 11) Les CV issus de la standardisation des CPUE des GLMM pourraient être biaisés et inférieurs en ignorant la corrélation spatiale. Les CV entrés dans la VPA seraient alors plus petits qu'ils ne devraient l'être. Ceci pourrait expliquer l'absence d'ajustement dans le modèle VPA. Ce point doit faire l'objet d'études complémentaires.
- 12) Il est recommandé de mener des recherches supplémentaires pour examiner l'existence éventuelle de zones de frai dans la Méditerranée centrale et orientale.
- 13) Il est recommandé d'actualiser les paramètres biologiques et d'entreprendre de nouvelles études sur la croissance, la maturité, la fécondité et d'autres informations biologiques afin de pouvoir les utiliser dans la prochaine évaluation et d'éclaircir les différences dans ces paramètres biologiques entre les stocks Est et ouest.

9.2 Recherches et statistiques - Ouest

Le Groupe a reconnu que des contraintes affectant les ressources ne permettent pas toujours aux scientifiques des agences responsables de s'attaquer aux priorités de recherche. Il a néanmoins estimé que les recommandations décrites ci-dessous constituent des questions prioritaires et a encouragé les recherches dans ces domaines.

- 1) Après avoir examiné l'utilité des séries de CPUE dans l'optique de les inclure dans le modèle de population, le Groupe a reconnu qu'il était nécessaire que le Groupe de travail des méthodes examine les méthodes visant à développer, standardiser et évaluer l'utilité des séries de CPUE en tant qu'indices d'abondance. En particulier, il faut analyser les termes qui doivent être traités comme des effets aléatoires dans les approches qui utilisent cette méthodologie ainsi que les diagnostics qui pourraient être utilisés pour vérifier que le postulat du caractère aléatoire est raisonnable.
- 2) Dans les analyses concernant les prises zéro dans les données de CPUE, une procédure habituelle consiste à ajouter une constante d'environ 10% de la valeur moyenne aux données de CPUE et de prendre le logarithme naturel du résultat (voir notamment SCRS/2002/103, SCRS/2002/108, SCRS/2002/109). Dans d'autres méthodes plus récentes, on a appliqué des modèles mélangés de probabilité pour modéliser les données qui comprennent un modèle binomial pour modéliser la présence ou l'absence de prises (par exemple, l'existence éventuelle d'une pêche en présence de thon rouge) et une autre fonction de la densité comme les fonctions log-normale, Poisson, binomiale négative pour modéliser les prises quand il y a une pêche en présence de thon rouge (par exemple SCRS/2002/089). L'examen des décisions à prendre au sujet de ces différentes fonctions de densité, comme les fonctions log-normale, Poisson et binomiale négative, afin d'obtenir des observations positives requiert un examen plus approfondi. Les indices d'abondance et les CV peuvent être sensibles à la méthode appliquée et les comparaisons des biais potentiels dans les méthodologies requiert un examen détaillé. D'autres approches plus explicites visant à modéliser la probabilité des observations positives et les observations positives ont également été suggérées (SCRS/2001/043). Des analyses complémentaires doivent être réalisées pour comparer les propriétés statistiques de ces différentes approches afin d'élaborer des recommandations sur la façon de traiter les prises zéro dans les données de CPUE.

- 3) Il est nécessaire de réaliser une évaluation plus approfondie des diagnostics qui peuvent être utilisés pour la sélection du modèle d'évaluation du stock et un examen de l'ajustement des modèles d'évaluation du stock aux données de CPUE. Les critères de sélection du modèle AIC ont été appliqués dans les évaluations du thon rouge de 2000 et 2002. S'agissant d'une approche généralement acceptée pour sélectionner le modèle, on en a suggéré différentes formulations (cf. par exemple SCRS/2000/024 et SCRS/2002/086). Dans l'évaluation du stock ouest de 2002, des réserves ont été émises quant à la comparabilité de l'AIC défini dans le manuel de la VPA2-BOX lorsque la vraisemblance a été modifiée en passant de la vraisemblance égale (pas de CV de GLM inclus dans la fonction de vraisemblance) aux approches d'échelonnement de la déviance et de variance additionnelle dans lesquelles les CV de GLM ont été inclus dans la fonction de vraisemblance. Il est nécessaire d'examiner de façon plus approfondie l'utilisation de l'AIC et d'autres critères dans la sélection des modèles afin d'informer les évaluations futures qui pourraient utiliser ces diagnostics.
- 4) Il est également nécessaire de poursuivre les travaux visant à développer, tester et identifier des interprétations claires d'autres diagnostics potentiels pour l'ajustement correct des modèles d'évaluation du stock aux données. Il faut développer des méthodes permettant d'évaluer de façon quantitative les digrammes résiduels afin de vérifier si les postulats de distribution sont valides. Un autre diagnostic qui doit être examiné est l'utilisation des intervalles de confiance du bootstrap au sujet des données prédites de CPUE. En théorie, la proportion de points dispersés ne devrait pas être beaucoup plus grande que 1-0,95 si l'on devait appliquer des intervalles de confiance de 95%. Les valeurs p des points de données de CPUE peuvent être calculées à partir du résultat du bootstrap. Si l'on applique une approche paramétrique de bootstrap, on pourrait calculer ces intervalles de confiance et les valeurs p de façon analytique et sans bootstrapping.
- 5) Des études plus approfondies doivent être réalisées pour savoir comment il faut procéder et modifier la méthodologie de l'évaluation du stock appliquée si les diagnostics statistiques révèlent l'existence de divergences dans les postulats du modèle statistique. Si l'on découvre que les séries de CPUE ont une autocorrélation sérielle prononcée dans les valeurs résiduelles de l'ajustement du modèle, il faudra développer des protocoles formels qui permettront de traiter ces situations. Par exemple, si quelques séries différentes de CPUE montrent des tendances systématiques dans les valeurs résiduelles, on se demandera s'il faudra les retirer de l'évaluation du stock du cas de base. Par ailleurs, si l'on trouve que les données sont sur-dispersées par rapport à fonction de vraisemblance postulée, on se demandera ce qu'il faudra faire. Ainsi, on se posera la question de savoir s'il faudra appliquer une fonction de vraisemblance différente qui permette une plus grande dispersion dans les données ou, si ceci n'est pas possible, s'il faudra introduire une variance résiduelle plus grande jusqu'à ce que l'hypothèse nulle de la non-dispersion ne puisse plus être rejetée.
- 6) Le Groupe a également signalé que les auteurs devraient adopter une norme dans la déclaration des séries de CPUE. On devrait préparer de façon régulière un document contenant la description détaillée des indices standardisés de CPUE, avec une note sur l'histoire et le développement de l'indice, les mesures de gestion qui ont affecté l'indice, des détails sur le traitement statistique et d'autres considérations opportunes. En outre, les actualisations annuelles de la CPUE devraient contenir au moins une présentation graphique de la distribution spatiale de la pêcherie, la gamme des âges auquel l'indice est associé et la mise en tableau du nombre de registres de prise utilisés dans chaque année de l'indice.
- 7) La structure du modèle de population utilisé pour surveiller l'évolution du plan de rétablissement 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.

- 8) Les spécifications pour les rapports stock-recrutement à deux lignes sont estimées actuellement de façon qualitative à travers l'étude des données. Il est nécessaire d'élaborer des méthodes plus quantitatives pour cette spécification. Le Groupe a suggéré qu'il serait préférable que le niveau de la taille du stock reproducteur auquel le recrutement commence à décliner dans le rapport à 2 lignes soit fondé sur un niveau de taille du stock reproducteur (par exemple le x^e percentile le plus bas des estimations de la taille du stock reproducteur) plutôt que sur une gamme d'années. Il semble qu'une approche de ce genre pourrait offrir plus de résistance aux différences dans les trajectoires du stock parmi les répétitions du Bootstrap. Le Groupe a également recommandé que les versions futures du logiciel des projections incluent la capacité d'ajuster le rapport stock-recrutement à 2 lignes et un diagnostic associé à la fraction des simulations dans laquelle la génération des recrutements pour les trois dernières années devait être répétée étant donné que les recrutements obtenus au départ ne pouvaient pas supporter les captures connues extraites des cohortes concernées.
- 9) Deux articles de modélisation ont décrit le mélange potentiel entre les composants Est et ouest et les impacts sur les populations en utilisant des approches non regroupées et spécifiques par âge. Tandis que ces deux articles décrivaient des résultats qui étaient semblables du point de vue qualitatif et qui étaient cohérents avec les attentes des participants, le Groupe a décidé que ces articles et les futurs travaux sur la modélisation pourraient identifier des zones de sensibilité à des endroits où davantage de données étaient requises. Par exemple, un des articles soulignait la nécessité d'obtenir de meilleures informations sur les déplacements spécifiques de l'âge. Cette exigence pourrait orienter la conception de futures études sur le déplacement et la migration.
- 10) Le Groupe a apprécié les progrès réalisés avec le logiciel de la VPA-2-BOX et a confirmé la réception de toute la documentation concernée. Il a cependant recommandé de réviser la statistique de divergence de chi carré dans la VPA-2-Box (cf. **Appendice 6** pour les détails techniques).
- 11) Le Groupe a recommandé de poursuivre les recherches sur l'impact des spécifications concernant le ratio F_{10}/F_9 afin de mieux déterminer quelles sont les données d'entrée qui ont le plus d'influence sur l'estimation de ce ratio. Ceci devrait à son tour améliorer les procédures d'estimation concernant ce ratio. Le Groupe a recommandé de collecter des données sur des points qui permettraient de meilleures estimations de F dans les âges plus élevés, comme l'âgeage direct, les indices d'abondance séparés pour les âges supérieurs ou le groupe plus, et/ou les expériences de marquage conçues à cette fin.
- 12) Le Groupe a apprécié à sa juste mesure le travail réalisé par le Secrétariat pour assembler les informations sur les prises et sur les prises par taille dans un laps de temps très réduit. Il a indiqué que, si le temps le permettait, il serait utile à l'avenir de recevoir également ces entrées ventilées par flottille et par zone. Cette approche serait fort utile dans l'analyse des questions ayant trait au stock et au mélange.
- 13) 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 devrait 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) L'ICCAT devrait envisager l'organisation d'une session spéciale de planification portant sur l'apposition des marques afin de coordonner avec les développeurs des modèles de mélange

des expériences spéciales visant à fournir des données estimées nécessaires pour produire des résultats utiles pour ces modèles.

- c) 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 spécifique des zones en utilisant des données récentes pour l'Atlantique ouest, l'Atlantique Est, l'Atlantique central et la Méditerranée Est et ouest.
Courbes en ogive de l'âge par maturité pour ces mêmes zones.
 - ii. Modélisation de taux de mortalité naturelle spécifique de l'âge dans les VPA et standardisation dans toutes les zones si nécessaire.
 - iii. 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.

14) Les recherches en cours et prévues visent à développer des modèles d'estimations plus réalistes et plus spécifiques aux données (par exemple, des modèles résistants à base statistique et des modèles de mélange). On propose d'utiliser ces modèles à l'avenir afin de favoriser la conception expérimentale et d'émettre des avis de gestion. Avant que cela ne soit fait, il est important de saisir à la perfection leurs propriétés d'estimation. En particulier, il est crucial de comprendre comment ils se comportent lorsque leurs postulats sous-jacents sont enfreints. La meilleure façon de tester quantitativement des modèles d'estimation est d'utiliser des méthodes de simulation dans lesquels la réalité est modélisée à l'aide d'une structure de modèle indépendante et plus complexe appelée « modèle opérationnel ». Cet objectif requiert l'élaboration d'une nouvelle génération de modèles. Leur étendue ne doit pas être limitée par la disponibilité des données ou d'autres contraintes qui sont requises dans les modèles d'estimation. A long terme, ces modèles pourraient être utilisés pour évaluer des stratégies de gestion.

15) Les effets de certaines mesures de gestion et de certains scénarios de mélange discutés lors de la réunion n'ont pas pu être évalués à l'aide du modèle VPA-2-BOX (c.à.d. mélange de la population dans la seule zone 3). Des cadres plus détaillés de modélisation pouvant simuler une gamme plus étendue de scénarios de mélange permettraient une meilleure compréhension de la dynamique des populations et des mesures qui pourraient être efficaces pour la gestion des pêcheries de thon rouge. L'adoption d'un cadre plus détaillé de modélisation pourrait également apporter de la flexibilité dans la simulation de la population et permettre une meilleure utilisation des informations disponibles. Le Groupe recommande par conséquent de développer des modèles multi-zones et de les ajouter au catalogue ICCAT.

Les recommandations qui suivent sont extraites du dernier Rapport détaillé sur le thon rouge de l'ouest (SCRS/2000/024). Les travaux associés à ces recommandations n'ont pas encore été terminés ou sont en cours de réalisation. Compte de l'importance qu'elles revêtent pour le Groupe, ces recommandations sont rappelées ci-dessous et sont considérées comme des domaines importants de recherche. Les débats ont montré la nécessité d'actualiser une partie de ce matériel, mais le Groupe n'a pas eu le temps de revoir les points qui suivent en détail afin de pouvoir terminer ces révisions.

16) Le Groupe a recommandé que les autorités, instituts de pêche, organismes statistiques nationaux et scientifiques individuels de l'ICCAT et des pays/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).

- 17) 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.
- 18) Le Groupe a recommandé qu'il fallait compléter les carnets de pêche ou tout autre système de déclaration fournissant des informations détaillées équivalentes pour toutes les pêcheries commerciales et sportives. Il existe encore actuellement des pêcheries qui ne sont pas obligées de disposer de ces systèmes de collecte de données et l'on dispose de peu d'informations à leur sujet.
- 19) Le Groupe a recommandé qu'il fallait s'attacher particulièrement à la collecte des données sur les rejets et à leur estimation postérieure, de façon à pouvoir pleinement tenir compte de l'effet du rejet dans l'évaluation du stock. La qualité de l'information est renforcée par les programmes d'observateurs. L'échantillonnage par les observateurs devrait suffire à quantifier les rejets pour tous les mois et toutes les zones, et à éviter d'avoir à regrouper les strates temporelles ou spatiales jugées importantes pour obtenir des estimations. Il faut réaliser des études pour améliorer l'estimation des rejets et identifier des méthodes qui réduiraient la mortalité causée par les rejets. Des études devraient également être menées pour estimer la mortalité du thon rouge rejeté vivant.
- 20) Le Groupe a fait siennes les recommandations récemment formulées par le Groupe de travail *ad hoc* CGPM/ICCAT (COM-SCRS/2000/025). Le Groupe a notamment appuyé la recommandation selon laquelle une réunion intersessions 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, ainsi que des experts globaux. 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.
- 21) 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 SCRS/2000/098) dans les modèles d'évaluation.
- 22) Le Groupe a recommandé de mener à bien un examen global des informations sur les échantillons de larves de thons rouges.
- 23) Le Groupe a observé que la plupart des indices d'abondance calculés pour les différentes pêcheries du thon rouge de l'Atlantique ont indiqué des effets spatio-temporels qui pourraient être attribués en partie à la variabilité environnementale. Les causes de cette variabilité peuvent comprendre des changements - à court et long terme, de petite et grande importance - dans le climat océanique et/ou des variations de la disponibilité des espèces proies dans une période et une zone géographique semblables. Le Groupe a recommandé d'entreprendre des recherches pour documenter l'histoire de la pêche et de l'océanographie dans les zones où sont pratiquées les pêcheries du thon rouge de l'Atlantique. Ces recherches pourraient inclure la compilation d'une série climatologique océanique pour la zone et des informations associées à l'abondance d'espèces-fourrages, telles que le calmar, le hareng, les sardines, le thazard, les stromatés, le lançon et d'autres espèces. L'objectif est d'utiliser ces séries de données, lorsqu'elles existent, pour standardiser les indices d'abondance pour le thon rouge de l'Atlantique. Par ailleurs, si ces séries de données sont suffisamment étendues dans le temps et dans l'espace, elles pourront également être utilisées pour étudier les raisons des importants déplacements historiques qui ont

été observés dans les zones d'abondance pour le thon rouge de l'Atlantique durant les cinq dernières décennies.

- 24) Le Groupe a recommandé d'appliquer des techniques de prospection, telles que les prospections aériennes, pour fournir des séries temporelles cohérentes de l'abondance relative pour les petits poissons .
- 25) Le Groupe a recommandé d'établir un processus clairement défini visant à évaluer et à sélectionner les nouvelles méthodes qui seront employées par le Groupe d'évaluation du stock de Thon rouge.
- 26) Le Groupe a recommandé d'élaborer de nouvelles approches d'évaluation, telles que CATCHEM (SCRS/2000/100), 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).
- 27) Le Groupe a exprimé ses inquiétudes quant au biais éventuel que pourraient contenir les résultats non corrigés de la médiane (50%) obtenus d'après les projections. Si un tel biais existe, cela signifie que les résultats présentés, y compris la probabilité du rétablissement aux niveaux cibles avant 2018, sont peut-être optimistes à un degré inconnu. Il est important que cette question d'un biais éventuellement ascendant soit examinée pour la prochaine évaluation.
- 28) Le Groupe a recommandé que le logiciel d'évaluation existant soit modifié pour rendre compte des changements intervenus dans la composition démographique et des 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.

9.3 Gestion - Est

Le Groupe reste préoccupé par la qualité des données de capture, d'effort et de prise par taille qui sont disponibles pour mener à bien des évaluations quantitatives du thon rouge de l'Atlantique Est (et de la Méditerranée) dans l'immédiat et à l'avenir. A moins que cette situation ne s'améliore, la qualité de l'avis que le SCRS peut formuler continuera à se détériorer. En effet, l'actuelle évaluation est-atlantique a été limitée en raison de ces incertitudes, notamment celles portant sur les prises. A titre d'exemple :

- a) l'évaluation n'a porté que sur les débarquements déclarés pour 2000, faute de disposer de rapports pour 2001 ;
- b) le Groupe a réalisé des évaluations fondées sur des débarquements déclarés et sur un scénario de capture alternative postulant que les débarquements étaient à la fois sur-déclarés et sous-déclarés depuis 1975 en réaction à la gestion. Le Groupe a du mal à croire que les prises déclarées ou le scénario alternatif représentent le niveau véritable ; et
- c) il a été noté que la pratique de l'engraissement du poisson est de plus en plus répandue en Méditerranée et que celle-ci a probablement entraîné la détérioration de la collecte des statistiques de capture.

En raison des limitations susmentionnées, le Groupe ne souhaite pas formuler de recommandations de gestion définitives.

Le Groupe avait déjà fait part de ces mêmes préoccupations en 2000 et avait décidé qu'en l'état actuel des choses, une évaluation n'était pas justifiée à cette date. Même si une évaluation a eu lieu cette année (2002), le Groupe ne pense pas que les questions relatives aux données ont été résolues.

Le Groupe est préoccupé par l'état des ressources en thon rouge de l'Atlantique Est (Méditerranée comprise) au vu des résultats de l'évaluation, des prises record déclarées en 1994-1997 (dépassant 46.000 t pour 1994-1997 et dépassant 50.000 t en 1996) et d'une éventuelle sous-déclaration depuis 1998. Les analyses suggèrent qu'aux niveaux actuels de recrutement et au niveau présent des pêcheries de grands et petits poissons, les niveaux de capture de 26.000 t ou plus ne sont pas soutenables à long terme (cf. section BFTE-4 Perspective). Vu le manque de confiance dans les données d'entrée et les résultats de l'évaluation, le Groupe n'est pas en mesure de formuler ou de suggérer des recommandations de gestion solides. Il ne peut que suggérer que la production équilibrée à long terme est probablement inférieure aux prises actuelles, ce qui ne l'empêche pas de rester préoccupé par la situation.

Les petits poissons font encore l'objet de captures importantes et le Groupe recommande que tous les efforts soient déployés afin que les mesures actuelles portant sur la taille limite de 6,4 kg soient respectées. Une réduction de la pêche des juvéniles pourrait contribuer de façon considérable à augmenter la biomasse et la production (cf. section BFTE-4 Perspective). Le Groupe a réitéré qu'il fallait prendre des mesures efficaces pour mettre en oeuvre la Recommandation [98-4] et éviter la capture de poisson d'âge 0 et 1 (< 3,2 kg).

Vu les différences importantes de taille observées entre les stocks de thon rouge de l'Atlantique Est et ouest fait, le mélange a probablement une incidence différente sur ces deux unités de gestion.

9.4 Gestion - Ouest

La recommandation de gestion émise par le Groupe pour l'unité de gestion du thon rouge de l'Atlantique ouest est orientée sur le Plan de rétablissement adopté en 1998 par la Commission. L'objectif de ce Plan est de rétablir à 50% de probabilité, vers 2018, le niveau de la biomasse reproductrice associée à la PME. Compte tenu de l'incertitude existant dans l'évaluation, du choix entre les scénarios de recrutement et les cibles de rétablissement et des postulats sur le mélange, l'opinion scientifique au sein du Groupe a estimé préférable de ne pas modifier le TAC actuel de 2.500 t par an.

Les projections fondées sur le scénario à faible recrutement indiquent qu'on pourrait augmenter le TAC sans enfreindre le Plan de rétablissement, si l'on assume que les estimations de recrutement relativement élevées pour certaines classes d'âge sont réalistes. Les hauts niveaux de recrutement estimés pour certaines classes d'âge récentes sont compatibles avec un niveau de biomasse plus élevé comme cible de rétablissement. Dans les sessions antérieures d'évaluation, le niveau de biomasse reproductrice de 1975 avait été considéré comme une cible de rétablissement utile. La biomasse de 1975 est plus de deux fois supérieure au niveau de la biomasse reproductrice associée à la PME associée au scénario à faible recrutement. Les projections indiquent 35-60% de probabilité de rétablissement au niveau de la biomasse reproductrice de 1975 avec une prise de 2.500 t par an, selon le scénario de recrutement postulé. Il faut préciser qu'aucun de ces scénarios de recrutement ne produirait un niveau de biomasse reproductrice associée à la PME qui correspondrait à la SSB de 1975. Il semble probable qu'un scénario de recrutement correspondant à la SSB_{PME} égale au niveau de 1975 indiquerait 35-60% de probabilité de rétablissement vers 2018 pour une prise de 2.500 t par an.

Il est peu probable que la biomasse reproductrice correspondant à la PME associée au scénario à fort recrutement, qui représente pratiquement le double du niveau de 1975, soit atteinte d'ici 2018 si le niveau récent des captures (et le TAC) est maintenu. Toutefois, le Groupe ne recommande pas de réduire brusquement le TAC, mesure qui serait nécessaire pour respecter le programme de rétablissement fondé sur le scénario à fort recrutement, étant donné :

- (a) qu'il existe des incertitudes quant au scénario de recrutement le plus approprié ;
- (b) que pour le scénario à fort recrutement, on a constaté que la biomasse reproductrice associée à la PME n'était pas bien déterminée (car l'estimation mène à une extrapolation dépassant les niveaux de biomasse inclus dans l'évaluation actuelle), et
- (c) les perspectives généralement positives des ressources selon l'évaluation actuelle, indépendamment du scénario de recrutement postulé.

Comme il a été souligné dans des précédentes évaluations, les échanges de poissons originaires de l'ouest et de l'Est à travers les limites des unités de gestion pourraient s'avérer importants pour la gestion de cette ressource dans les deux zones. En particulier, l'état du stock et de la pêche est-atlantiques pourrait avoir une incidence néfaste sur le rétablissement dans l'Atlantique ouest, ce que le SCRS avait déjà noté dans ses rapports dans les rapports de 1998, 2000 et 2001. Le Groupe insiste donc sur l'importance de poursuivre les efforts visant à gérer les pêcheries dans l'Atlantique Est et ouest conformément aux objectifs de la Commission. D'autres recommandations sur la question du mélange figurent dans la réponse du SCRS à la Commission.

10 Autres questions

Le Groupe a reçu un document de Malte contenant une proposition visant à étudier l'impact de la pêche des senneurs sur l'activité reproductive du thon rouge dans une zone de frai connue située à proximité de l'Islande, dans le but d'établir d'éventuelles recommandations de cantonnement. Ne disposant pas du temps suffisant pour examiner la question de façon approfondie, le Groupe a décidé d'attendre que le SCRS ait le temps de l'examiner dans le courant de l'année avant de se prononcer.

11 Adoption du rapport et clôture

Un premier projet de rapport a été distribué au terme de la session. Le Groupe a décidé d'adopter le rapport par correspondance après quoi la réunion a été levée.

Références

- ANON. 2000. Albacore Executive Summary. Int. Comm. Conserv. Atl. Tunas, Rep. for Biennial Period 1998-1999, Part II (1999), Vol.2.
- EFRON, B. 1982. The jackknife, the bootstrap and other resampling plans. CBMS Monograph #38, Society for Industrial and Applied Mathematics, Philadelphia.
- EFFORT, B. and R.J. Tibshirani. 1993. An introduction to the bootstrap. Chapman & Hall. New York. 436pp.
- GELMAN, A., Carlin, J., Stern, H., and Rubin, D. 1995. Bayesian data analysis. Chapman and Hall. 552 pp.
- MATHER, F.J., J.M. Mason, and A.C. Jones. 1995. Historical document: life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna. NOAA Tech. Memorand. NMFS-SEFSC-370: 165pp.
- PORCH, C., P. Kleiber, S. Turner, J. Sibert, R. Bailey and J. Cort. 1998. The efficacy of VPA models in the presence of complicated movement patterns. Proceedings of the 25 Anniversary ICCAT Tuna Symposium. ICCAT Coll. Vol. Sci. Pap. 50(2):591-622.
- PRAGER, M. H. 1994. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus-production model. Fish. Bull. 92:374-389.

INFORME DE LA SESIÓN DE EVALUACIÓN DE STOCK DE ATÚN ROJO ATLÁNTICO - 2002 (Madrid, España, 22 a 30 de julio, 2002)

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

La reunión tuvo lugar en la Secretaría de ICCAT, en Madrid. El Dr. Joseph Powers (EE.UU.) actuó de Coordinador general de la misma, y los Doctores Jean-Marc Fromentin (Francia) y Michael Sissenwine (EE.UU.) actuaron de copresidentes para los stocks del este y el oeste, respectivamente.

El Dr. Powers dio la bienvenida a los participantes (“el Grupo”) y procedió a examinar el Orden del día, que fue adoptado sin cambios (**Apéndice 1**). Al revisarlo, el Dr. Powers recordó a los participantes que el Orden del día había sido preparado con el para tratar los objetivos que se presentan en el Plan de Trabajo sobre el Atún Rojo (**Apéndice 2**).

La Lista de Participantes se adjunta en **Apéndice 3**. La lista de los documentos científicos presentados se adjunta en **Apéndice 4**.

Actuaron de Relatores de los diversos apartados del informe los siguientes participantes:

<i>Apartado</i>	<i>Relatores</i>
1,2,10	V. Restrepo
3	G. Scott
4	E. Rodríguez, A. Farrugia, C. Brown, N. Miyabe, S. Brown
5	J. Powers, H. Arrizabalaga, J. Ortíz, G. Scott, N. Miyabe
6	D. Butterworth, P. Apostolaki
7	J. Powers, V. Restrepo, R. Mohn, M. McAllister
8	J. Powers, L. Kell, D. Chen, A. Punt, P. Cordue
9	J. Pereira, J-M Fromentin, M. Sissenwine, J. Powers, J. Neilson

2 Examen de la Reunión del Sexto Grupo de Trabajo Conjunto CGPM-ICCAT

El Dr. V. Restrepo presentó un breve resumen del informe de la reunión CGPM-ICCAT (SCRS/2002/010). En relación con el atún rojo, el Grupo de Trabajo Conjunto trató dos temas clave. El primero se refería a la actualización de las bases de datos de la Tarea I y Tarea II de ICCAT, en preparación para la actual reunión sobre evaluación (véase el Apartado 4).

El otro tema debatido durante esa reunión guardaba relación con el rápido desarrollo de la cría de atunes en granjas en el Mediterráneo. Al considerar una serie de preocupaciones expresadas en relación con esta práctica, el Grupo de Trabajo Conjunto estableció una lista de probables y/o posibles repercusiones de las actividades de las granjas en aspectos tales como la recolección de datos, gestión, e impactos sobre el medio ambiente. El Dr. Restrepo explicó que el Comité de Asesoramiento Científico (SAC), de CGPM había celebrado una reunión recientemente, y había sometido a examen la lista de probables o posibles repercusiones antes mencionada; se decidió la creación de un Grupo de trabajo interdisciplinar para desarrollar pautas prácticas que permitan una cría sostenible de túnidos en granjas. Se anima a los científicos de ICCAT a que tomar parte en ese Grupo de trabajo.

Además, en la reunión del Grupo CGPM-ICCAT se identificó un posible problema relativo al empleo de los términos “cría de túnidos en granjas” y “engorde de túnidos”, y recomendó desarrollar una definición. Para cumplir este criterio, la reunión de Comité Científico recomendó lo siguiente: “Actualmente, el engorde de túnidos implica la recogida de peces salvajes, especímenes desde

pequeños a grandes, y su confinamiento en jaulas flotantes durante periodos que oscilan desde unos pocos meses hasta 1-2 años. El incremento de peso o el cambio del contenido de materia grasa de la carne se obtiene a través de prácticas estándar de cría. El confinamiento de los peces capturados durante cortos periodos de tiempo (2-6 meses) que está destinado fundamentalmente a incrementar el contenido de materia grasa de la carne, y que influye enormemente en los precios en el mercado japonés de sashimi, puede ser denominado “engorde de túnidos”. Las prácticas futuras de cría de túnidos podrían evolucionar hasta abarcar un ciclo vital cerrado, es decir la cría de larvas en condiciones de laboratorio”. Los participantes en la reunión sobre evaluación acordaron que esta definición era práctica y flexible, pero reconocieron que algunos científicos quizá aplicarían indistintamente los términos “cría de túnidos en granjas” y “engorde de túnidos”.

3 Datos biológicos, incluyendo información sobre marcado

Las actuales pesquerías de atún rojo del Atlántico se encuentran distribuidas entre el Golfo de México y Terranova en el Atlántico oeste, desde aproximadamente las Islas Canarias hasta el sur de Islandia en el Atlántico este, y en todo el mar Mediterráneo (**Figura 1**). En 1982, la Comisión trazó una línea imaginaria para separar las unidades de gestión del Atlántico este y las del oeste, que se basaba en la falta de homogeneidad en la distribución de las capturas en el Atlántico en aquel momento, apoyada por un conocimiento biológico limitado (**Figura 1**). No obstante, la distribución global de la captura en la década de los 90 es mucho más homogénea en todo el Atlántico norte de lo que se había observado en décadas anteriores. Las evidencias que se deducen del marcado indican que se producen movimientos de atún rojo que cruzan los actuales límites este/oeste (a efectos de ordenación) del Atlántico, que tales movimientos pueden ser amplios (incluyendo los trasatlánticos) y complejos, que existen zonas de concentración de peces portadores de marcas electrónicas (liberados en el oeste) al norte del Atlántico central, justo al este del límite de ordenación, y que se ha producido un desarrollo en las pesquerías de atún rojo durante la última década. Una importante proporción de esos peces se ha desplazado desde el oeste del límite actual. No están tan avanzados los estudios complementarios que podrían indicar un movimiento este a oeste. No se conoce con exactitud la composición, origen y procedencia del área natal de estos peces en el Atlántico central norte. No obstante, queda claro que el límite existente no representa nuestro entendimiento actual de la distribución biológica y la estructura biológica del stock del atún rojo del Atlántico. Conviene observar, sin embargo, que el límite actual es un límite *a efectos de ordenación*, y su efectividad en cuanto a gestión constituye un tema aparte.

El atún rojo del Atlántico puede crecer por encima de los 300 cm. y alcanzar un peso superior a los 650 k. La edad más elevada que se considera fiable es de 20 años, basada en una edad estimada de 2 años en el momento del marcado, y en torno a unos 18 años en libertad, si bien se cree que el atún rojo podría alcanzar edades superiores. Por tanto, esta especie se caracteriza por alcanzar la madurez a una edad más avanzada (dando lugar, por tanto, a un gran número de clases de juveniles) y un amplio período vital, lo que le hace estar bien adaptado a las variaciones que se producen en el reclutamiento, si bien resulta más vulnerable a la presión pesquera que otras especies de crecimiento rápido, tales como los túnidos tropicales. En general, el atún rojo del Atlántico oeste alcanza una talla máxima superior en relación a la del atún rojo que se obtiene en el Atlántico este. Se asume que el atún rojo del oeste desova con éxito, por primer vez, a la edad 8, en comparación con las edades 4 a 5 en el este. La distribución se amplía con la edad; los ejemplares grandes de atún rojo están adaptados para migrar a aguas más frías. El atún rojo se alimenta de forma oportunista de peces, calamares y crustáceos, comunes en su dieta.

Se cree que el atún rojo desova en el Atlántico este desde mediados de abril hasta junio, en el Golfo de México y en el Estrecho de Florida. Los resultados de los estudios de marcado realizados a través de satélite han indicado que ejemplares que habían alcanzado la talla de reproducción, marcados en el oeste, se encontraban en el atlántico central durante el supuesto período de desove, si bien este extremo no se debe considerar como evidencia concluyente de las actividades de desove. Se cree que los juveniles aparecen en verano sobre la plataforma continental, principalmente entre 35°N y 41°N, y

en aguas de alta mar frente a esa zona en invierno. En el Atlántico oeste, el atún rojo desova generalmente desde finales de mayo hasta julio, dependiendo de la zona de desove, principalmente en el Mediterráneo, alcanzando las mayores concentraciones en torno a las Islas Baleares, Mar Tirreno y Mediterráneo central, donde la temperatura de la superficie marina es de unos 24°.

Se presentaron numerosos documentos de trabajo al Grupo en 2002, que investigó ampliamente las implicaciones de los datos de marcado disponibles y de los complejos esquemas de desplazamiento, para llevar a cabo evaluación de stock y facilitar asesoramiento sobre ordenación.

El documento SCRS/2002/093 resumía información convencional reciente sobre marcado, con referencia a recuperaciones obtenidas en las Áreas 3 y 4 del Atlántico central nororiental (tal como se expone en el SCRS/2001/020, Informe sobre las Jornadas de Trabajo ICCAT sobre la Mezcla del Atún Rojo (*Madrid, España, 3 a 7 de septiembre, 2001*). A mediados de la década de los 90, barcos palangreros, único arte empleado actualmente en estas zonas, recapturaron cuatro atunes rojos marcados. Tres de los peces habían sido marcados frente a la zona central de la costa de Estados Unidos, y uno había sido marcado en el Golfo de Vizcaya, por Científicos españoles. El pez marcado en España había permanecido en libertad durante ocho años. Se había procedido a su medición en el momento de su liberación, y cuando fue recapturado se comprobó que cumplía la ecuación de crecimiento empleada por el SCRS para determinar la edad de los peces en el oeste mejor que la ecuación empleada para determinar la edad de los peces en el este. El documento informaba que la tasa de recuperación global de las marcas convencionales de los palangreros era escasa, en general, por pez obtenido, y parecía ser superior con respecto a las marcas-archivo implantadas.

El Grupo debatió sobre las precauciones habituales presentes a la hora de interpretar los datos de marcado convencional, y en particular los cambios en la capturabilidad, y el uso coherente y preciso del término “tasa de mezcla”.¹ Se observó que las tasas de información sobre marcas recuperadas podrían variar por flota y/o zona geográfica. El Grupo observó que las tasas de comunicación recientes de marcas-archivo eran superiores, debido quizá al importe superior de premio ofrecido – 1000 dólares USA, en vez de una gorra de baseball y un premio concedido por medio de una lotería para marcas convencionales. Los datos de marcado convencionales y los diversos análisis realizados con ellos (SCRS/2001/042), SCRS/2000/106) sugieren que los peces de todas las tallas (edad) son capaces de realizar amplios desplazamientos, incluyendo movimientos trasatlánticos.

El SCRS/2002/092 presentaba resultados actualizados del programa de marcado electrónico, actualmente en desarrollo para el Atlántico oeste, denominado programa Tag-A-Giant (TAG), mediante la colaboración establecida entre científicos de la Universidad de Stanford, el Monterey Bay Aquarium, y el U.S. NMFS. Hasta la fecha se han colocado 560 marcas electrónicas en atún rojo atlántico en cuatro localidades situadas en regiones tróficas, y en zonas de reproducción en el Golfo de México y el Mediterráneo. El documento trataba sobre las marcas colocadas sólo en el Atlántico occidental. Los autores presentaron información sobre esquemas de desplazamiento a partir de las marcas-archivo implantadas, y se les caracterizó para que representaran cuatro pautas, que se observan en los datos recuperados hasta la fecha. Uno de los esquemas se refiere a una “pista de un residente occidental” de un año, típico de numerosos peces con marcas archivo, seguido de una migración desde el Atlántico oeste al Atlántico este en el año 2. Otro esquema se refería a un pez que muestra fidelidad a la plataforma continental del Atlántico oeste durante 3 años, seguido de un rápido desplazamiento hacia el Mediterráneo. Se muestra un tercer esquema relativo a un atún rojo hembra que se había desplazado al Golfo de México en un momento coincidente con la temporada de cría. El cuarto esquema se refiere a un pez que no muestra asociación con la costa de Norteamérica tras el primer invierno después de ser liberado, y sí una fuerte asociación con la región oceanográfica situada al este de Flemish Cap (habiendo cruzando Reykjanes Ridge). Este pez mostró haber cruzado el Atlántico en numerosas ocasiones y los autores dieron por sentado que un período de concentración en febrero, al norte de Bahamas, representaba con gran probabilidad un período de procreación para este individuo.

¹ Varios documentos informan sobre estimaciones y tasas de intercambio. Conviene observar que no siempre pueden ser objeto de comparación, ya que los distintos autores han definido estas tasas de manera diferente.

En opinión del Grupo, era necesario estudiar los datos y las muestras de tallas más detalladamente antes de aceptar las conclusiones de los autores, y recomendó que dicha información estuviera disponible.

El Grupo observó que la información que se presenta en el documento SCRS/2002/092 representa una acumulación de datos procedentes de un programa en desarrollo. El Grupo obtuvo asimismo información actualizada con respecto a la que aparece en el documento SCRS/2001/053, sobre marcado con marcas *pop up*, que dan información a través de satélite, de atún rojo en el Atlántico noroccidental (programa conjunto EE.UU./Canadá). El Grupo examinó la información que ofrecía el documento SCRS/2002/092, y la que había sido comunicada al Grupo a partir del programa conjunto EE.UU./Canadá, y consideró que eran coherentes con la información que se había estudiado durante las Jornadas de Trabajo ICCAT sobre la Mezcla del Atún Rojo y, actualmente, las conclusiones principales de aquel informe respecto a la mezcla y a los desplazamientos no han variado. El Grupo reiteró que una de las principales deficiencias de los resultados de marcado era el desconocimiento del lugar de origen (zona natal) de los peces marcados. El Grupo manifestó su acuerdo en cuanto a que, en su conjunto, los resultados de marcado indicaban esquemas complejos en la distribución y en la dinámica de la mezcla de atún rojo del este y el oeste.

El Grupo examinó la información disponible a partir de experimentos de marcado convencional y electrónico (vía satélite). No se pudo obtener información de la base de datos de ICCAT sobre los años más recientes. Los datos de las marcas convencionales indicaban un grado de movimiento de peces pequeños desde la costa este de Estados Unidos al Golfo de Vizcaya, y de menor importancia, entre el Golfo de Vizcaya y la costa este de Estados Unidos. Teniendo en cuenta que las regulaciones estadounidenses restringen en gran medida las capturas de peces inmaduros, la probabilidad de recaptura de edades juveniles en el Atlántico oeste se prevé escasa. Los movimientos de ejemplares marcados, de tamaño superior, indican un intercambio desde el oeste hacia todas las áreas del este, incluyendo el Mediterráneo y el Atlántico central nororiental (Áreas 3 y 4, **Figura 2**). No se han recuperado en el oeste grandes peces marcados en el este. No se ha recuperado en el oeste ningún pez (ninguna talla) marcado en el Mediterráneo. Aproximadamente el 10% de los peces marcados en el Mediterráneo fueron recapturados en el Atlántico este, y en torno a un 3% de peces inmaduros, marcados en el Golfo de Vizcaya, fueron recapturados en el Mediterráneo, un porcentaje casi igual al que se obtuvo en el oeste. La información procedente de marcas electrónicas (satélite) confirma en general estos desplazamientos, pero la información de las denominadas marcas *pop-up* por satélite es independiente de la intensidad pesquera, y muestra un porcentaje superior de movimiento del oeste al este a través de la línea de ordenación ICCAT de lo que habían indicado las marcas convencionales. Hasta la fecha, se han colocado en el este pocas marcas cuya información se transmita vía satélite; en consecuencia, resulta difícil comparar estos desplazamientos con los de los peces marcados en el oeste. La información disponible indica movimientos de grandes peces hacia el interior y exterior del Mediterráneo. Seis marcas indicaban movimientos en las proximidades de la entrada al sur del Mediterráneo hacia las Islas de Cabo Verde e Islas Canarias, y dos marcas aportaban información desde el Atlántico central norte (Área 4). Hasta ahora, todos los tipos de marcas recuperadas o referidas al Área 3 habían sido colocadas en peces frente a la costa este de Estados Unidos. Con respecto al Área 4, han sido recuperadas tres marcas colocadas en el este, y 15 colocadas en el oeste, (véase la **Tabla 1**).

El Grupo estudió el Informe de las Jornadas de Trabajo ICCAT sobre la Mezcla del Atún Rojo (SCRS/2001/020). El informe indicaba que la acumulación de evidencias sugiere que el desplazamiento se produce a través del actual límite este/oeste establecido a efectos de ordenación, que los desplazamientos pueden ser amplios (incluyendo los trasatlánticos), y complejos y que hay zonas de concentración de peces con marcas electrónicas en el Atlántico central norte, justo al este del límite, y que en la última década se han desarrollado en esta zona pesquerías que capturan atún rojo. Claramente, una importante proporción de estos peces se ha desplazado desde la parte occidental del límite actual. Se están iniciando estudios complementarios que podrían mostrar desplazamientos del este al oeste. Por tanto, las conclusiones acerca de la composición en este área resultan prematuras. Además, se desconoce el lugar de desove de estos peces (este u oeste). No obstante, resulta evidente

que el límite actual no coincide con nuestros conocimientos actuales sobre la distribución biológica y estructura biológica de stock del atún rojo atlántico. Conviene observar, sin embargo, que el límite actual es un límite *a efectos de ordenación*, y que su efectividad es un tema aparte.

El SCRS/2001/020 indicaba asimismo que durante tres décadas, los científicos de ICCAT han debatido las ventajas relativas de la hipótesis sobre la existencia de uno o dos stocks de atún rojo atlántico. En 1993, el SCRS empezó a examinar las implicaciones de una hipótesis a la que normalmente se hace referencia como “modelo de difusión”. Posteriormente, el SCRS expresó su preocupación por cuanto un modelo de ese tipo ofrecía una representación improbable de la migración del atún rojo, y que era más verosímil que el atún rojo regresara al área donde había sido desovado. Posteriormente, se examinó también una hipótesis alternativa conocida como “modelo de superposición”. En este modelo, se asume que los rangos de los stocks este y oeste simplemente se solapan, lo que implícitamente satisface el punto de vista del SCRS en cuanto a que probablemente el atún rojo guarda fidelidad al lugar donde fue desovado. Estudios de simulación que impusieron modelos de esquemas de movimiento complejos, basados en la opinión de expertos sobre los esquemas de desplazamiento del atún rojo (Porch et al. 1998), y evaluaciones del estado del stock oeste y este bajo la formulación del modelo de superposición y del modelo de difusión (revisado en SCRS/2000/098), indican en general que, hasta ahora, dados los datos disponibles durante 1997, no parece tener un fundamento sólido el temor a que obviar el intercambio podría conducir a una evaluación fuertemente sesgada del atún rojo atlántico, especialmente al considerar las incertidumbres existentes en los datos. El consejo que ofrece el SCRS a partir de los resultados de evaluación, que de forma explícita incluye la mezcla, como describe el SCRS/2000/98, es el de continuar facilitando asesoramiento a la Comisión, que incluya la evaluación de los stocks este y oeste de atún rojo, asumiendo un intercambio insignificante, además de otras evaluaciones que incorporen las ideas más modernas sobre modelos de mezcla. En el SCRS/2001/020 se observaba que éste no era necesariamente el caso, pero que, no obstante, incluir el factor mezcla al llevar a cabo las evaluaciones conduciría a un mejor asesoramiento de la gestión, dados los datos disponibles. Por esta razón, se recomendó dedicar un esfuerzo considerable a la recolección de datos para apoyar el estudio de modelos de evaluación que reflejen mejor la verdadera dinámica de los desplazamientos del atún rojo. Hasta cierto punto, el hecho de proseguir los estudios de marcado electrónico está relacionado con esta recomendación, pero los programas de marcado actuales no representan una perspectiva que incluya el Atlántico y el Mediterráneo.

Se ha logrado un avance adicional en cuanto a las recomendaciones que se exponen en el SCRS/2001/020 en el sentido de incorporar mayor complejidad a las formulaciones y simulación del modelo de mezcla. Se presentaron al Grupo dos documentos de trabajo sobre estos enfoques.

El SCRS/2001/020 identificaba una estructura espacial (**Figura 2**) como punto de partida del desarrollo preliminar del modelo con vistas a la incorporación de un mayor realismo biológico en futuras evaluaciones. El SCRS/2002/087 aplicaba un modelo simple de producción de agregación por clases de edad con mezcla inter-stratum (solapamiento), para arrojar luz sobre las implicaciones de los diferentes historiales de captura en los seis estratos definidos para realizar evaluaciones y proyecciones. Se contrastaron los resultados para hallar los niveles de agotamiento (explotación actual / explotación previa) para las áreas occidental y oriental, que oscilaban entre 0.2 a 0.6. La presencia y ausencia de solapamiento mostraron pocas diferencias en los resultados del área oriental y la población de origen oriental, dado que eran superiores a las del oeste. Debido al solapamiento, las tendencias en la abundancia del área oeste eran inferiores a causa de la repercusión de las capturas realizadas en el este sobre la abundancia en el oeste de peces originarios del este. En términos cualitativos, estos resultados permanecieron sin variaciones a lo largo de un rango de supuestos en relación al solapamiento y productividad del recurso.

El SCRS/2002/088 proponía un sistema de modelación alternativo para evaluación de stock con el objetivo de valorar los efectos de los diferentes escenarios de migración y medidas de ordenación. El documento presentaba un modelo de dinámica de población para seis áreas, estructurado por edad, e independiente de la flota, que podría utilizarse para la simulación de la dinámica de los dos stocks de

atún rojo en el Atlántico norte. El modelo tiene en cuenta las diferencias biológicas de los dos stocks, y de manera explícita modela su migración trasatlántica utilizando etapas temporales trimestrales. El modelo de dinámica de población cuantifica las implicaciones biológicas de diferentes escenarios biológicos y de explotación. El empleo de este modelo requiere informaciones detalladas, tales como la captura espacio-temporal, selectividad por arte, tasas de desplazamiento por edad, área y tiempo, pero permite una simulación más realista de la población y la evaluación de los efectos de un rango más amplio de escenarios de ordenación. Basándose en los escenarios que se examinan en el documento, los autores concluyen que si el grado de mezcla de los dos stocks es superior al 1-2%, que es el que se asume en la actualidad, en ese caso podría no ser posible la recuperación del agotado stock occidental bajo el régimen de ordenación actual, y podrían ser necesarias medidas de ordenación adicionales.

El Grupo observó que los escenarios que se examinan en el SCRS/2002/087, si bien son amplios, posiblemente no abarcan el rango de agotamiento plausible de las áreas este y oeste, lo que podría modificar las conclusiones extraídas acerca de la sostenibilidad relativa de los diferentes escenarios de captura en cada una de las áreas.

Se deberían interpretar los modelos presentados como medios que aportan resultados cualitativos para el examen de las repercusiones de los escenarios de mezcla, y no como medios que proveen estimaciones cuantitativas. Su aplicación principal consiste en facilitar un discernimiento sobre las conclusiones potenciales, si bien se reconoció que los parámetros empleados en los modelos (por ejemplo, agotamiento por área = 0.2 en el SCRS/2002/087) podrían no haber limitado establecido completamente la posibilidad.

En un sentido amplio, los resultados de los documentos SCRS/2002/087 y SCRS/2002/088 son coherentes con la opinión general de que la mezcla puede tener repercusiones más amplias sobre el Programa de Recuperación (por área) para el atún rojo del atlántico oeste que para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo, debido en gran parte a las diferencias en los tamaños de stock estimados. Estos resultados son similares a los de las modelaciones de mezcla previas, y no ofrecen una justificación que permita eliminar ninguna de las hipótesis de mezcla existentes. El mayor beneficio de estas proyecciones es que ayudan a definir los tipos de datos necesarios para mejorar el conocimiento de las repercusiones de la mezcla, tales como datos sobre los esquemas de desplazamiento específicos de la edad. Se acordó desarrollar una recomendación de investigación para tratar estas necesidades.

Tamaño relativo del stock

En general, se cree que el stock oriental posee una magnitud superior a la del stock occidental. No obstante, existe un elemento circular en esta postura, en cuanto a que la diferencia en los tamaños de stock evaluados quizá venga impulsada por la definición de las capturas del stock, en términos de límites de área. Existe una gran limitación de datos fuera de los resultados de la evaluación de stock con los cuales se pueda juzgar la productividad relativa de las dos zonas de desove conocidas. Se llevó a cabo una comparación de las capturas en las áreas oeste y este por clases de edad 1 y 2, para el período durante el cual una flota de cerco occidental tenía por objetivo peces juveniles (décadas de los años 60 y 70). Las capturas de peces de edad 1 fueron sustancialmente más altas en el este durante este período, pero las capturas de peces de edad 2 se mantuvieron a un nivel similar. Asumiendo que los peces de edad 1 y 2 se hallan principalmente en las zonas de ordenación asociadas a su lugar natal, estos datos sugerirían que la producción de la zona oriental no domina totalmente a la producción de la zona occidental. Esta suposición sirvió de base a un ensayo sobre mezcla mediante el modelo de formulación de 2 BOX, donde se asumía que el 20% de los peces originarios del oeste se encontraban en la zona de ordenación del este, mientras que se estimaba que sólo el 5% de los peces originarios del este se hallaban en la zona de ordenación occidental.

El SCRS/2001/020 exponía la información disponible con respecto a la distribución, migraciones y comportamiento reproductivo del atún rojo atlántico que fuera de relevancia en las evaluaciones y en

la ordenación. El Grupo observó que nuevamente era útil para examinar: (a) lo que se conoce, (b) lo que parece probable, y (c) lo que se desconoce, y en consecuencia estos aspectos se reiteran a continuación:

Lo que se conoce

- 1) Hay, por lo menos, dos zonas de desove
- 2) La mayor parte de los peces permanecen en el lado del Atlántico donde fueron marcados, en contraste con que los que migraron lejos, bien debido a una preferencia específica por el lugar, bien por un ritmo más lento de difusión. Esta situación implica la capacidad de poder definir un posible agotamiento localizado del stock.

Lo que parece probable

- 3) Hay un grado importante de fidelidad del pez al lugar donde fue desovado. Esto parece probable dado que, en general, se opina lo mismo para otras especies (no necesariamente túnidos) donde existe una base para llegar a esa determinación. La falta de diferencias genéticas no da a entender lo contrario. Hasta la fecha, el marcado electrónico no ha demostrado que ningún pez haya visitado las dos zonas de desove conocidas. También se observó que, a falta de evidencias de que una escasa fidelidad a la zona de desove; conviene actuar con cautela a la hora de llevar a cabo determinada ordenación asumiendo que existe tal fidelidad.
- 4) La distribución de los peces de las dos áreas de desove conocidas se solapa, al menos durante parte del año, en un amplio sector del Océano Atlántico. Esta conclusión resulta más evidente para la región que se extiende desde la plataforma y talud continental norteamericanos, al nordeste hacia Mid-Atlantic Ridge e incluso más allá. Probablemente se produce cierto solapamiento en alguna otra parte, pero hay pocos datos de los cuales se puedan extraer conclusiones.
- 5) Como resultado del solapamiento en la distribución de atún rojo que se discute en el número 4), algunos peces originarios del este resultan capturados en la zona de ordenación del Atlántico oeste, y viceversa.
- 6) La zona trófica de atún rojo que se encuentra en el área de ordenación del Atlántico oeste (de origen occidental y/o oriental), se extiende hacia el norte y el este a través de la línea en 45°W, de tal forma que el atún rojo es también vulnerable a la pesca en la zona de ordenación del Atlántico este.
- 7) Con el actual esquema de ordenación, la captura en la zona de ordenación del Atlántico este de peces que provienen del oeste, genera un porcentaje superior de mortalidad por pesca en los peces originarios del oeste que en el caso del escenario inverso. Esta conclusión es verosímil, dado que el tamaño de la población en el Atlántico este es grande en comparación con la del Atlántico oeste.

Lo que se desconoce

- 8) Dependiendo del grado de solapamiento, el número 5) podría también contribuir a una mayor mortalidad por pesca de peces procedentes del oeste, dado que los índices de calibración están influenciados por la contribución de peces cuyo origen es el este.
- 9) Se desconoce la composición de los peces procedentes de las dos áreas de desove conocidas, y asimismo con respecto a todas las zonas, si bien parece verosímil que los peces próximos a

zonas de desove conocidas provengan principalmente de esa misma zona durante la temporada de desove (ver números 2), 3).

- 10) Los efectos de las influencias del medio ambiente, oceanográficas y otras sobre cambios a corto y largo plazo en los esquemas de desplazamiento.

Discusiones sobre las hipótesis de mezcla

Se debatieron varias opciones para analizar las repercusiones de la mezcla de stock con respecto a las Áreas 3 y 4. Ninguna de las opciones satisface el supuesto de stock unitario inherente a la utilización de estas áreas de ordenación, pero existe una evidencia creíble en cuanto a la coherencia de grupos regionales. Por tanto, es razonable analizar estas áreas de gestión a efectos de ordenación.

Se acordó que resultaba plausible la teoría que propugna desplazar el límite de ordenación hacia el este esté en función de la probabilidad que hay de que los peces desplazados hacia la región occidental sean realmente de origen occidental. Debido a que no se dispone de información directa sobre el origen de los peces en las Áreas 3 y 4, se evaluaron tres líneas indirectas de evidencias.

- 1) Oceanografía – se asumió que los atunes rojos están adaptados a la oceanografía predominante, de tal forma que pueden seguir la Corriente del Golfo, y concentrar sus actividades tróficas en bancos con alta productividad.
- 2) Datos de Marcado – la información sobre marcas convencionales y electrónicas colocadas en peces frente a la costa este de Estados Unidos indica que el atún rojo se “asocia” a la corriente del Golfo y pasa un tiempo considerable en bancos en alta mar.
- 3) Localización del Esfuerzo de Pesca – se asumió que la interrupción de los esquemas pesqueros reflejan una interrupción en la disponibilidad del atún rojo.

Escenarios sobre la ampliación de los límites del stock oeste

Partiendo de las recomendaciones que se presentan en el SCRS/2001/20 y en respuesta a la solicitud de la Comisión, se aceptaron para su aplicación dos propuestas para evaluar las repercusiones potenciales que se presentarían caso de variar los límites regionales hacia el este: desplazar el Área 3 hacia la región occidental, y desplazar ambas Áreas 3 y 4 hacia la región occidental. El desplazamiento del Área 3 se pudo racionalizar con mayor facilidad, considerando que tanto las devoluciones de marcas como el esfuerzo de pesca tienen lugar al este de la línea de 45°, la Corriente del Golfo pasa por esa zona, y las marcas-archivo colocadas en el oeste indican amplias actividades tróficas en el Área 3, al este de Flemish Cap.

La decisión de analizar la inclusión del Área 4 en la región occidental presentaba mayores dudas, en parte debido a la probabilidad de una mayor incidencia de peces originarios del este en el Área 4, en la cual se habían recuperado algunos peces con marcas convencionales y electrónicas procedentes de la costa este estadounidense. Se estima que la pesquería de palangre que se supone debería ser la mayor fuente de devolución de marcas de esta zona, presenta una tasa lenta de recuperaciones, al menos en cuanto se refiere a marcas convencionales. Mather et al. (1995) informó que los peces portadores de marcas convencionales, procedentes de aguas de Bahamas y el Estrecho de Florida habían sido recuperados frente a Noruega. Se observó que la Corriente del Golfo podría facilitar un mecanismo de transporte para que los peces del área occidental alcanzaran el Área 4. Se llegó a la conclusión de que no era posible establecer si los peces de la zona occidental se encuentran en el Área 4. Por lo tanto, aunque la probabilidad de una fuerte presencia de peces del oeste en el Área 4 sea inferior a la del Área 3, se consideró que ciertos análisis sobre las áreas 3 y 4 en la región oeste eran instructivos, independientemente de que fueran plausibles.

El Grupo observó que, con los datos actuales, existía una considerable incertidumbre con respecto al comportamiento migratorio del atún rojo del Atlántico. No obstante, deben llevarse a cabo gestiones de ordenación aunque su efectividad dependa de que la hipótesis sobre los desplazamientos sea la correcta. Para estudiar formalmente las implicaciones de las actividades de ordenación para llegar a un supuesto incorrecto acerca de los desplazamientos y límites de stock, el Grupo creó una tabla de ejemplos de contingencias (**Tabla 2**). Si bien esta tabla no fue debatida ampliamente por el Grupo, muestra la posible estructura de una tabla de contingencias en relación a la mezcla, con un texto teórico en sus recuadros. Para que esta tabla sea útil a efectos de gestión, sería necesario completar los recuadros con números de los modelos de evaluación de stock que puedan modelar adecuadamente cada escenario.

4 Datos de captura, incluyendo frecuencias de talla y tendencias de las pesquerías

El atún rojo se captura en todo el Océano Atlántico y el Mediterráneo (**Figura 1**). La Secretaría presentó datos sobre las capturas y estadísticas de desembarque de atún rojo atlántico por región, país, entidad o entidad pesquera, y por artes de pesca, 1950-2001. Los datos incluían todos los cambios adoptados en la reciente Reunión del Grupo de Trabajo Ad Hoc CGPM/ICCAT sobre Stocks de Grandes Peces Pelágicos en el Mediterráneo (Malta, 15 a 19 de abril, 2002) relativos a las estadísticas del Mediterráneo y Atlántico este (**Tabla 3; Figura 3**).

4.1 Tendencias en las pesquerías - Este

Debido a la prohibición de empleo de las redes de deriva en la pesquería de atún blanco, se introducirán nuevos artes en el Golfo de Vizcaya, que podrían afectar a la pesquería de atún rojo. De acuerdo con Anon (2000), numerosos países han llevado a cabo pesquerías experimentales con nuevos artes, tales como cerco, palangre y arrastre pelágico. Si bien las redes de deriva en el Golfo de Vizcaya perseguían atún blanco y obtuvieron una cantidad muy pequeña de atún rojo como captura secundaria, estos nuevos artes parecen obtener una cifra superior de captura secundaria de atún rojo. Además, el cerco tiene una mayor capturabilidad sobre el atún rojo que sobre el atún blanco. Esta situación podría procurar una captura adicional de atún rojo en el Golfo de Vizcaya. De acuerdo con la información aportada por científicos europeos, los cerqueros podrían faenar en el 2003, pero se desconoce el número de barcos que se unirían a la pesquería. Dado que el atún rojo juvenil se captura en el Golfo de Vizcaya, el Grupo mostró cierta preocupación por los probables efectos negativos inducidos por estos nuevos artes en la población de atún rojo, y recomienda que se informe de los ensayos realizados sobre las pesquerías experimentales, y que se analice su repercusión antes de que los nuevos artes entren en operación.

Las ganancias de tipo económico obtenidas del engorde de atún rojo atlántico han conducido al sector privado a invertir en este sistema relativamente nuevo de cultivo. El interés de los años anteriores se ha incrementado de forma notable, tal como refleja el mayor número de unidades de engorde establecidas en todo el Mar Mediterráneo, y la solicitud de nuevos permisos a las autoridades nacionales competentes. Los ejemplares de atún rojo criados en granjas son aportados principalmente por los cerqueros que faenan en el Mediterráneo, y en menor medida, por almadrabas. El traspaso de peces vivos desde el cerco a los remolques se realiza en alta mar (en general, donde ha tenido lugar la captura), sencillamente uniendo ambas redes. Se alcanzó un acuerdo general dentro del Grupo respecto a reconocer que las operaciones de engorde de atún rojo en el Mediterráneo afectaban de forma significativa a la recolección de datos de esta especie, y, en consecuencia, a los procedimientos de evaluación de stock (para más detalles, véase el documento SCRS/2002/10). Todos los países que poseen flotas de cerco implicadas en operaciones de cría se enfrentan a dificultades para estimar la composición por talla de la captura.

Los participantes presentes en la Sexta Reunión CGPM/ICCAT sobre Stocks de Grandes Peces Pelágicos en el Mediterráneo, celebrada en Malta en abril de 2002, ofrecieron un panorama abreviado sobre las recientes tendencias de sus pesquerías de atún rojo, que se ofrece más adelante. Además,

durante esta reunión sobre evaluación se procedió a revisar información, que quedó incluida en los análisis.

Taipei Chino: El palangre es el único arte empleado por sus flotas para capturar atún rojo en el Atlántico este y Mar Mediterráneo. La pesquería se inició en 1993. El número de palangreros que faenan en el Mediterráneo varía entre 6 y 14 unidades cada año. Estos barcos emplearon artes con 7-8 anzuelos por cesto, y material de nylon, como es habitual para capturar atún rojo en las zonas señaladas. Las capturas de atún rojo por parte de las flotas de palangre de Taipei Chino alcanzaron un pico de 729 t en 1994, y después disminuyeron de 504 t (1997) a 249 t (1999), y se incrementaron a 313 t en 2001. No hay cambios espaciales (Mediterráneo medio y Atlántico este) o temporales (marzo-mayo) significativos desde 1995 con respecto a esta pesquería. Todas las capturas fueron medidas en longitud a la horquilla y pesadas individualmente. Los grandes peces adultos (en su mayoría >180 cm. FL) que migran para desovar son predominantes en la captura; esta información se presentó en los Documentos Estadísticos ICCAT sobre el Atún Rojo.

CE-Francia: la flota de cerco de Francia en el Mediterráneo ha estado compuesta de 38 barcos durante los diez últimos años. La flota viene obligada a la presentación de los cuadernos de pesca, en cumplimiento de las regulaciones de ICCAT y de la CE. Se lleva a cabo una comprobación recíproca entre la información obtenida de esos documentos y la información sobre desembarques/transbordos (principalmente en España, de mareas a las Baleares) para estimar la captura total. Las capturas totales de atún rojo en Francia, en el Atlántico este y el Mediterráneo totalizaron 6.748 t en 2001 (629 t en el Golfo de Vizcaya, y 6.119 t en el Mediterráneo).

La pesquería de cerco se centra en peces con una talla media de entre 10 y 30 kg (principalmente clases de edad 2 y 3) en primavera y otoño, y tiene lugar principalmente en el Golfo de Lyon y en el mar de Liguria. Algunos barcos exploran las zonas pesqueras situadas en el Mediterráneo central. En junio y julio, la flota francesa dirige sus esfuerzos principalmente hacia peces de gran tamaño (140 y 250 kg) que vienen a desovar en torno a las Islas Baleares. Parece ser que el nivel de capturas obtenidas durante las salidas a las Islas Baleares se encuentra determinado en parte por factores medioambientales que influyen en la disponibilidad del atún rojo en relación al arte. Conviene observar que la mayoría de las capturas obtenidas en el Mediterráneo va directamente a España, bien para su desembarco, bien para poner los peces en jaulas de engorde, lo que durante algunos años ha sido la causa de importantes dificultades a la hora de estimar la composición por tallas de la captura a partir de los desembarques.

CE-Grecia: la flota griega de grandes pelágicos explota principalmente los mares Egeo, Jónico y el mar de Creta, pero en ocasiones amplía sus actividades a la cuenca este Levantina. Las principales especies objetivo incluyen el pez espada, atún rojo y, en menor medida, atún blanco. La producción griega de atún rojo se incrementó en unas 200 t en 1990 a 1.200 t en 1997. Tras el establecimiento de las cuotas de producción de la Comunidad Europea (CE) y las recomendaciones de ICCAT, relativas a la reducción de la presión pesquera sobre el stock, entró en vigor una normativa nacional en 2001, con el propósito de restringir la actividad pesquera sobre los túnidos. De acuerdo con esta regulación, se exige a los barcos un permiso especial para entrar en la pesquería de atún rojo. La mayor parte de las unidades que buscan exclusivamente atún rojo se encuentran dispersas al norte del mar Egeo, y emplean principalmente liñas de mano. Su número se estima en unos 200, y sus actividades de pesca de atún rojo son estacionales. El principal período de pesca dura desde septiembre hasta abril, siguiendo la demanda del mercado. En el sur del Egeo, la flota de grandes pelágicos captura principalmente pez espada; el atún rojo es una especie secundaria, o se considera captura fortuita, por lo menos durante la temporada de pez espada. Durante ese período, el atún rojo se obtiene principalmente por medio de palangre de superficie a la deriva. La liña de mano es menos común y se emplea principalmente de octubre a enero, cuando la pesquería de pez espada en Grecia se encuentra cerrada por ley.

CE-Italia: la pesquería italiana de grandes pelágicos ha experimentado mostrado algunos cambios espectaculares durante los últimos cinco años, debido a varios factores. El principal se refiere a la

entrada en vigor de la regulación de ICCAT sobre el sistema de cuotas de atún rojo, establecido por primera vez en Italia e incluso en el Mediterráneo. Para una mejor implementación del sistema de cuotas, el gobierno de Italia promulgó una ley nacional, que identificaba a todos los barcos que capturaban atún rojo, y les concedía cuotas individuales, compartidas entre los artes. Es bastante difícil hacer un seguimiento del sistema (debido al gran número de zonas de desembarco existentes a lo largo de las costas italianas), aunque cada barco tiene que presentar una declaración estadística de las capturas. Cualquier pequeño porcentaje de captura no utilizado o no declarado por barcos individuales podría suponer la suma de importantes cantidades a nivel nacional, y por esta causa se prevén nuevas mejoras de los sistemas. En cuanto se refiere a la pesquería de atún rojo, las capturas se corresponden con la cuota, pero las dificultades para realizar un seguimiento a esta importante pesquería van en aumento debido a las granjas de túnidos. De hecho, sólo una pequeña cantidad de capturas de la pesquería de cerco de túnidos fue desembarcada en Italia en 2001, debido a que los animales se vendieron en alta mar, en aguas internacionales, y fueron trasladados en jaulas flotantes a otros países. En consecuencia, fue imposible obtener la distribución por tallas de estas capturas a partir de los desembarques, y se espera que el problema empeorará en el futuro. Todas las demás capturas obtenidas con otros sistemas muestran escasas variaciones.

CE-España: la pesquería española de atún rojo en el Atlántico Este y Mediterráneo se mantuvo estable durante 2001. En el Atlántico Este la pesquería española de atún rojo es de tipo artesanal, siendo la captura media anual de 4.000 toneladas métricas de esta especie para los últimos 10 años. Por artes, el cebo vivo supone el 57% de la captura total. La almadraza mantiene cuatro unidades operativas durante el periodo abril-junio y sus capturas significan el 34%. Una pequeña flota faena temporalmente con línea de mano en la zona del Estrecho de Gibraltar (8%).

En el mar Mediterráneo, las pesquerías españolas que capturan atún rojo alcanzaron una media de captura de unas 2.500 t durante los dos últimos años. El cerco (6 barcos) representa el 69% de la captura total, el palangre el 23%, la línea de mano el 4%, y los artes de cebo y superficie se sitúan en torno al 2,5%. La captura de las almadrazas en el Mediterráneo ha sido casi insignificante a lo largo de los últimos siete años. En 2001, la captura y el esfuerzo de pesca permanecieron estables.

CE-Portugal: las capturas portuguesas de atún rojo se obtienen principalmente con tres artes: cebo, palangre y almadrazas. Otros artes obtienen capturas de poca importancia, en su mayoría fortuitas. Desde 1990, ha venido operando en el Atlántico este y en el Mediterráneo una flota de tres palangreros, que han capturado una media de 300 t. El mar Mediterráneo fue el principal caladero de esta flota hasta 1996, pero a partir de 1997 la pesca ha tenido lugar principalmente en el Atlántico este. Durante el 2001 se capturó un total de 448 t de atún rojo, pero sólo 64 t provenían del Mediterráneo. Desde 1995 se mantiene operativa una almadraza en el sur de Portugal. En 2001, la captura de atún rojo de esta almadraza fue de 15 t.

Las capturas de atún rojo obtenidas por la flota de cebo, que opera en torno a las Islas de Madeira y de Azores son bastante variables de un año a otro, y están relacionadas con la abundancia local de atún rojo en la proximidad de las islas. En 1997 y 1998 se observó un fuerte incremento en la abundancia de grandes ejemplares de atún rojo alrededor de las Islas. Este hecho quedó reflejado en las capturas de los barcos de cebo, que alcanzaron 447 y 252 t, respectivamente. En el año 2001 las capturas cayeron a 3 t en las islas atlánticas.

Japón: la pesquería japonesa en el Mediterráneo captura atún rojo únicamente con palangre. Esta pesquería obtiene fortuitamente pequeñas cantidades de pez espada. Recientemente, la captura de atún rojo en el Mediterráneo ha mostrado un descenso, desde unas 800 t en 1995 a menos de 150 t en 2000, aunque el esfuerzo de pesca se ha mantenido a un nivel relativamente alto. No hay cambios significativos en cuanto a zonas y temporadas de pesca. Predominan en la captura grandes peces adultos que migran para desovar. Japón ha prohibido a su flota de palangre la pesca en esta zona durante la temporada de desove, actualmente junio y julio. También se ha limitado el número de barcos a 35 unidades por año. Las capturas japonesas en el Atlántico este y el Mediterráneo en 2001 ascendieron a 2,221 t (véase el apartado 4.2).

Malta: la temporada de pesca de atún rojo se extiende de mayo a julio. En 2001 esta especie fue capturada por 58 barcos (objetivos múltiples), con una eslora inferior a 24 m. Se emplea el arte de palangre de superficie a la deriva. Las actividades pesqueras tienen lugar principalmente en el área sudoeste de la región, y progresivamente las unidades se separan de la costa, siguiendo los desplazamientos habituales del atún rojo.

Marruecos: en Marruecos, el atún rojo se explota principalmente por medio de almadrabas y liña de mano, y constituye una captura fortuita de la pesquería de cerco. La producción de atún rojo ha mostrado una tendencia al incremento, alcanzando 2.923 t en 2000. Los atunes rojos capturados mediante liña de mano presentan una media de longitud a la horquilla de 228 cm.

Túnez: en las costas tunecinas, los peces generalmente agrupados en la categoría de grandes pelágicos se encuentran entre los más importantes de todos, en particular el atún rojo (*Thunnus thynnus*), bacoreta (*Euthynnus alletteratus*), bonito (*Sarda sarda*), melva (*Auxis rochei*), y pez espada (*Xiphias gladius*). Las dos primeras especies continúan dando impulso a la industria local, ya que se enlata una gran parte de los peces capturados. El atún rojo y el pez espada son las especies preferidas por el mercado de exportación. Estos productos se envían principalmente a Japón y a algunos países europeos. En 2001, una importante proporción del atún rojo capturado por cerco, estimada en 1.400 t, se exportó a España para su engorde antes de ser reexportado a Japón.

Aunque el número de barcos atuneros ha descendido de forma considerable, de 70 embarcaciones en 1999 a sólo 45 en 2001, las capturas totales, en particular de atún rojo, no han mermado. Actualmente, casi unos 45 buques atuneros con esloras comprendidas entre los 15 y 38 metros se dedican a las pesquerías de túnidos a lo largo de las costas tunecinas. En torno a unos 40 palangreros continúan operando en aguas nacionales, persiguiendo pez espada. El esfuerzo principal se concentra en el norte del país. No obstante, desde 1998, esta actividad se ha generalizado a lo largo de toda la costa de Túnez. En el 2001, las capturas de túnidos y especies afines (pez espada) alcanzaron 8.482 t (véase NAT/2002/015). En términos de proporción, los pequeños túnidos constituyen el 60% del total de la captura, con 5.628 t, mientras que la captura de atún rojo se estima en 2.287 t, cantidad que representa solamente el 27% de la captura. Los desembarques de los cerqueros dirigidos al atún rojo constituyen actualmente el 90% de la captura nacional. La contribución de dos almadrabas a la captura nacional de atún rojo está en vías de desaparición. En 2001, la producción de las almadrabas no sobrepasó las 3 t, lo que representa menos del 2% de las capturas de atún rojo.

Libia: la temporada de pesca de atún rojo en Libia se inicia generalmente en la última semana de abril, y se extiende hasta la primera semana de julio. En Libia se utilizan diversos métodos, almadrabas, cercos y palangre para capturar atún rojo. Las redes de almadraba se establecieron en 1920, y numerosas han estado operativas. El número de estas almadrabas se redujo a sólo tres en el año 2000. Todas estaban situadas en la costa oeste de Libia. Seis cerqueros faenan usualmente en aguas nacionales, y las actividades de palangre las llevan a cabo cinco embarcaciones nacionales, y también diversas compañías, con un sistema de *joint venture* (empresas conjuntas). La captura total de atún rojo en Libia varía de un año a otro, especialmente la que se obtiene mediante redes de almadraba.

Turquía: Desde 2001, la pesquería de atún rojo en aguas nacionales se lleva a cabo desde mayo y dura hasta mediados de julio en el Mediterráneo este y en el mar Egeo. También se obtienen capturas en el mar de Mármara. Obtienen las principales capturas de la pesquería turca entre 22 y 28 cerqueros dirigidos al atún rojo. En 2001, se capturaron 2.100 t de atún rojo en aguas de Turquía, con un promedio de talla de 145 cm. En 2002, tres granjas con 16 jaulas han comenzado la cría de atunes rojos en el Mediterráneo este y en el mar Egeo.

4.2 Tendencias en la pesquería – Oeste

Canadá: los desembarques nominales de atún rojo atlántico de Canadá en 2000 alcanzaron 549.1 t. Además, se estimó que 46.0 t constituían descartes muertos de la flota de palangre de pez espada. En 2001, los desembarques nominales fueron de 523.7 t, con 13.2 t adicionales que se estimaron como descartes muertos.

Las pesquerías canadienses de atún rojo operan actualmente en diversas áreas geográficas frente a la costa atlántica, desde julio a noviembre, cuando los atunes rojos han emigrado a las aguas canadienses (**Figura 4**). Las principales pesquerías comerciales tienen lugar frente a la costa de Nueva Escocia (caña y carrete/barrilete en Hell Hole, arpón en Bay of Fundy, almadraba de St. Margaret's Bay, caña y carrete en Canso, y caña y carrete/barrilete en Halifax) al sur del Golfo de San Lorenzo (barrilete/caña y carrete), y de forma esporádica a lo largo de borde occidental y región central de los Grandes Bancos (barrilete/caña y carrete). Generalmente, la localización de los ejemplares de atún rojo capturados dentro de esas áreas ha sido consistente durante los dos últimos años, y son comparables con las cantidades comunicadas por Stone y Porter (SCRS/1998/42) desde 1994 hasta 1999. Desde el inicio de la pesquería en Hell Hole en 1988, las capturas de esta última localidad han predominado en la pesquería canadiense, a excepción del año 2000, cuando el Golfo de San Lorenzo superó a Hell Hole en importancia. No obstante, en 2001, la tendencia fue nuevamente similar a la de los años 90. Las pesquerías principales (por ejemplo, Golfo de San Lorenzo, Hell Hole, Bay of Fundy) han mostrado una tendencia general con respecto a la disminución del promedio de peso durante los últimos cinco años.

Estados Unidos (EE.UU.): la pesquería de atún rojo de EE.UU. continúa estando regulada mediante cuotas, estaciones, restricciones del arte, límites de captura por salida, y límites de talla. En diversos grados, estas regulaciones están concebidas para restringir los desembarques totales de Estados Unidos y para cumplir las recomendaciones de ICCAT. Los barcos estadounidenses que faenan en el Atlántico noroeste (incluyendo el Golfo de México) desembarcaron en 2001 una cantidad estimada de 1.589 t de atún rojo. Estos desembarques estimados representan un incremento de 377 t en comparación con los de 2000. Los desembarques de 2001 por arte son: 196 t de cerco, 102 t de arpón, 9 t de liña de mano, 38 t de palangre (de las cuales 20 t procedían del Golfo de México), 1.244 t de caña y carrete (de los cuales 243 t eran la estimación preliminar de atún rojo inferior a 145 cm. SFL procedente de la costa nororiental de Estados Unidos, y con otros artes se obtuvo menos de 1 t.

En respuesta a las regulaciones de 1992, que limitaban la captura permisible de peces inmaduros por los pescadores estadounidenses, en conformidad con los acuerdos de ICCAT, se implementó un seguimiento intensivo de la pesquería de caña y carrete en 1993, a efectos de facilitar asesoramiento en tiempo real sobre los niveles de captura de esta pesquería. Esta actividad de seguimiento ha continuado, e incluye la estimación de las capturas por categorías de talla más refinadas que aquellas a las que antes se hace referencia. Las estimaciones preliminares para 2001 para la pesquería de caña y carrete frente a la costa nordeste de Estados Unidos (incluyendo la pesquería de invierno de Carolina del Norte) de los desembarques por diferentes categorías de tallas eran: 3.470 peces de 66-114 cm., 4.308 peces de 115-144 cm. y 1.599 peces de 145-177 cm. (una estimación de 80, 163 y 124 t, respectivamente). Otras cantidades adicionales de 1.360 peces <66 cm. y 3 peces de 66-114 cm. (una estimación de 6 y 0,05 t, respectivamente) eran descartes muertos. Conviene observar que, a través de un sistema de información de ventas, se lleva a cabo un seguimiento de los desembarques adicionales de caña y carrete de atún rojo >177 cm. SFL.

Según el recuento realizado mediante los cuadernos de pesca, el atún rojo descartado muerto para el año 2001 ascendió a 25 t. Otras estimaciones de este tonelaje, basadas en datos de observadores, son típicamente superiores a las del recuento obtenido según los cuadernos de pesca. Estados Unidos trataba de realizar una revisión científica de los métodos aplicados para estimar la captura de ejemplares de atún rojo descartado muerto en 2001. Esta revisión se realizó en dos etapas. En la primera se pidió a tres científicos independientes, contratados a través de la University of Miami's Center for Independent Experts (CIE), que presentaran sus comentarios sobre los enfoques utilizados

para estimar las capturas secundarias de tortugas marinas y de otras especies (los métodos empleados para las tortugas y para el atún rojo eran los mismos), como parte de una revisión más amplia de evaluación de stock de las tortugas marinas. Ninguno de estos científicos/revisores propuso recomendaciones para mejorar los métodos aplicados de estimación de capturas fortuitas. Dado que se consideró que esta revisión era demasiado amplia como para poder ofrecer comentarios y recomendaciones detalladas destinadas a mejorar el enfoque metodológico; se procuró una segunda revisión, más centrada en el tema, realizada por otros dos científicos independientes, nuevamente a través de la CIE. Los comentarios sobre esta revisión se recibieron a mediados de septiembre de 2001 y, en consecuencia, se ha contratado a científicos de CEFAS Lowestoft Laboratory para que lleven a cabo análisis ulteriores de los datos de los cuadernos de pesca y de los datos de observadores, con el objetivo de poder calcular las capturas descartadas muertas de atún rojo (y otras especies). Uno de los científicos/revisores recomendó seguir utilizando el recuento obtenido de los cuadernos de pesca para realizar un seguimiento sobre el cumplimiento, por parte de Estados Unidos, de la tolerancia que se había negociado respecto a descartes muertos, según el Programa de Recuperación de atún rojo del Atlántico oeste, hasta que fuesen incorporadas las recomendaciones de orden técnico para introducir mejoras en los métodos estadísticos de estimación de descartes. Como resultado de esta recomendación, se han incorporado a la base de datos de ICCAT, para el período 1987-2001, los valores computados a partir de los cuadernos de pesca respecto a descartes muertos.

Japón: Japón emplea el arte de palangre para capturar atún rojo en el océano Atlántico, y el número total de barcos nacionales que operan en el conjunto del Atlántico es de unos 200. El número total de barcos implicados en la captura de atún rojo ha sido superior a 100 en años recientes. En términos de peso de la captura, el atún rojo no es la especie más importante, pero, no obstante, atrae el interés de los pescadores debido a los altos precios que se pagan por esta especie. Teniendo en cuenta que hay en vigor medidas de ordenación para esta especie, existe una limitación sobre el número de embarcaciones, así como sobre la cantidad de pescado obtenido por estos barcos. La captura reciente es de aproximadamente de 400-500 t, 2.100-2.800 t, 130-400 t para el Atlántico oeste, Atlántico este y mar Mediterráneo, respectivamente. La captura tiene lugar en la zona de latitud media a alta, entre 35°N y 70°N, y abarca desde casi 65°W en el Atlántico oeste a 25° E en el mar Mediterráneo. Como otras naciones, Japón está empleando el “año pesquero”, que comienza en agosto, para gestionar su flota. Poco después de la apertura de la pesquería en agosto, los barcos se desplazan hacia aguas frente a Islandia e Irlanda, entre 50°N y 65°N. Según avanza la temporada, se dirigen hacia el sudoeste, alcanzando 20°W-45°W y 40°N-50°N en diciembre. Las actividades pesqueras prosiguen hasta el final de febrero. Este área (desde Islandia al Atlántico central) es de reciente desarrollo, y las actividades de pesca han sido muy intensas desde aproximadamente 1990 en el área sur, y desde 1995 en el área norte de la zona. Algunas unidades operan también en el Atlántico oeste, desde noviembre hasta enero, entre 45°W y 70°W, hasta que la pesquería se cierra en cumplimiento de la regulación. Posteriormente, algunos de los barcos comienzan a faenar en marzo, en el área comprendida entre 10-30°W y 30-40°N. A partir de ahí, la captura prosigue hacia el este. A finales de abril, la flota entra en el Mediterráneo y llega a alcanzar 25°E hasta finales de mayo. Algunos barcos permanecen fuera del Mediterráneo, y operan en aguas frente al Estrecho de Gibraltar. La pesca termina a finales de junio.

4.3 Datos de captura – Este

La mayoría de los científicos se muestran escépticos en cuanto a la calidad de los datos de pesquerías, en particular de las capturas de diversas flotas. En 1998, el Grupo ya había expresado su preocupación acerca de la calidad de los datos de captura y esfuerzo. Esta situación no mejoró en los años siguientes, y la calidad de los datos incluso ha empeorado (por ejemplo, los valores para NEI-combinados alcanzaron un valor de casi 2000 t en 1999). Debido a estas grandes incertidumbres en los datos, en 2000 se pospuso la evaluación de stock del Atlántico este y Mediterráneo. Recientemente, la Comisión solicitó una evaluación actualizada de este stock. Como la calidad de los datos (en particular de las estadísticas de captura) no mostraba ninguna mejora, se dio prioridad a los análisis de sensibilidad que examinaban escenarios de captura alternativos, para ver cómo afectarían a los análisis las incertidumbres en los datos de captura.

Con referencia a la base de datos de ICCAT (véase la **Tabla 3**) las capturas comunicadas alcanzaron un pico de 50.762 t en 1996, y después descendieron sustancialmente a 33.754 t en 2000. Tanto el incremento como el subsiguiente descenso se produjeron en relación a las capturas del mar Mediterráneo.

Se acordó no llevar a cabo la evaluación con los datos de 2001, considerando que numerosos países que obtienen capturas sustanciales de atún rojo no habían presentado los datos correspondientes antes de la fecha límite de julio de 2002.

Capturas actualizadas

Además de las capturas actualizadas, facilitadas durante la reunión CGPM-ICCAT, dos países aportaron datos de la Tarea I para 2001. Italia y Turquía comunicaron datos de la Tarea I para 2001 durante la reunión, pero con posterioridad a la fecha límite, por lo que no fueron incluidos en los análisis.

Revisión de las capturas históricas

Durante la reunión de 2002, tres países presentaron una revisión de sus capturas históricas:

Argelia. Los datos revisados de la Tarea I comunicados por Argelia para los años 1991-1997 no se incorporaron a los análisis porque no aportaban su justificación científica, ni durante la reunión de CGPM-ICCAT ni en el curso de esta reunión. El Grupo recomendó que el SCRS 2002 tomara una decisión acerca de si la revisión de datos era aceptable. Además, el Grupo hizo notar se aceptaban los datos de Argelia a partir de 1998 por tratarse de datos nuevos; sin embargo, esto significa que existe una inconsistencia en la base de datos de ICCAT entre los dos períodos temporales.

Libia. Se aceptó la revisión de las capturas libias desde 1990 a 1996, ya que los científicos libios que asistían a la reunión aportaron la información solicitada por el Grupo. Para asegurar la calidad de esta revisión, el Grupo recomendó que su justificación debería quedar incluida en el informe nacional de Libia, y ser presentada al SCRS 2002.

Malta. La revisión histórica de las capturas de Malta (SCRS/2002/096) había sido aceptada durante la reunión de CGPM-ICCAT, celebrada en abril de 2002, y por tanto el Grupo la tuvo en cuenta.

Escenarios alternativos de captura

El Grupo debatió diversas causas posibles de la información deficiente de las capturas (que incluyen la falta de información de países miembros y no miembros). El Grupo reconoció que la razón principal residía probablemente en la implementación de una cuota en 1996 y 1998 para el Atlántico este y el Mediterráneo. Básicamente, se opinaba que con anterioridad a 1996-1998 se produjo un exceso en las comunicaciones, mientras que la falta de información se había producido principalmente a partir de 1998. El Grupo reconoció, no obstante, que se disponía de poca información cuantitativa para determinar y cuantificar la falta de información. Sin embargo, el Grupo disponía de alguna información cualitativa y semicuantitativa, como de las capturas NEI-combinadas. Además, el Grupo examinó las tendencias históricas en las capturas con diferentes artes, es decir, cerco (PS), palangre (LL), liña de mano (Hand), cebo (BB), almadraba y otros, y descubrió que se había producido un fuerte incremento, a mediados de los años 90, con respecto a los tres artes anteriores (**Figura 5**). A continuación de un amplio debate acerca de la posible magnitud de información deficiente que podría afectar diferentes años y artes, el Grupo decidió crear un escenario de captura alternativo tan simple como fuese posible, pero que recogiese los puntos esenciales debatidos. El escenario de captura alternativo se basaba en el 25% de la comunicación por exceso de las capturas para 1993-1997, y el 25% en la de falta de información desde 1998 en adelante, con respecto a las capturas de cerco, palangre y liña de mano. Se seleccionó el valor del 25% considerando que corresponde al hecho de que la cuota se estableció al principio como el 75% de las capturas comunicadas para los años 1993 o

1994 (la cifra más alta). El objetivo de este escenario alternativo no es el de representar “la verdad”, sino el de examinar los posibles efectos de un escenario de captura diferente en los resultados de la modelación, puesto que el Grupo opinaba que el sistema de TAC (Total Admisible de Capturas) había afectado a la información sobre las capturas. En la **Figura 6** se muestran los dos escenarios de captura. Sin embargo, considerando que los cálculos de este escenario de captura alternativo se llevaron a cabo en la matriz de captura por clases de edad, se aplicó un 15% resultante en número de individuos a la información por exceso y por defecto, sin cambios en los datos de 2000.

Revisión de la captura por clases de talla

Debido a que no todas las flotas facilitaron los datos de talla, se tuvieron que efectuar algunas sustituciones. El Grupo examinó cuidadosamente las sustituciones realizadas desde 1998 hasta 2000, teniendo en cuenta la similitud entre artes, zonas, y años. La tabla revisada se adjunta en **Tabla 4**. El volumen de las sustituciones se incrementó de manera considerable en los últimos años, alcanzando valores de más del 66% respecto a la captura del Mediterráneo. En 1998, 17.881 t de 27.003 t habían sido informadas sin presentar ningún dato de talla. El Grupo comprobó sólo las sustituciones efectuadas para estos tres últimos años, debido a la falta de tiempo, pero deberían realizarse estas comprobaciones sobre la totalidad del período en el cual se llevan a cabo los análisis.

El Grupo reconoció que un nivel de sustituciones tan elevado incrementa aún más el nivel de incertidumbre en los datos de captura. También observó que el problema de la sustitución no debería ocultar el hecho de que ICCAT posee poca información en cuanto a la calidad y cantidad de los datos sobre el tamaño de la muestra, cuando se presenta; en algunos casos pueden producirse altos niveles de extrapolación de los datos del tamaño de la muestra.

Curvas de captura

Antes de realizar ningún tipo de análisis, el Grupo examinó la base de datos de captura por clases de edad (**Tabla 5**) para comprobar si la sustitución producía algún esquema extraño y/o inconsistencias con los datos de la Tarea I (**Figura 7**). En general, los datos de captura por clases de edad eran consistentes con los de la Tarea I (la diferencia debida a la sustitución se encontraba en torno al 1% - 4%). Los datos de capturas por clases de edad sólo presentaron dos problemas de menor importancia en 1971 y 1975, que finalmente quedaron resueltos. Algunos de estos problemas se referían a los procedimientos de determinación de la edad, que también deberían comprobarse en un futuro próximo. También se observó una clase anual excepcionalmente fuerte en 1995 y en la CAA (capturas por clases de edad) para el stock total del Atlántico este y el Mediterráneo en el período comprendido entre 1970 y 1995 (**Figura 8**).

4.4 Datos de Captura – Oeste

Captura comunicada

Las capturas comunicadas para 2000 y 2001 (incluyendo descartes estimados) para el Atlántico oeste fueron de 2.665 t y 2.646 t. En general, estas cifras son coherentes con la media de capturas de unas 2.500 t que se han venido comunicando desde mediados de los años 80. El Grupo llevó a cabo estudios adicionales detallados sobre la tabla de captura, e introdujo algunas modificaciones con respecto al atún rojo atlántico, para el cual disponía de datos nuevos. Éstos incluían revisiones a las estimaciones de descartes de palangre de Estados Unidos para el período 1987-1999, para ajustar las revisiones de la captura por clases de talla presentados a la Secretaría. Se aprobaron los datos de captura de la Tarea I, tal como aparecen en la **Tabla 3** y **Figura 3**.

Captura no comunicada

Durante la evaluación del atún rojo en 2000, se observó que 429 t de atún rojo capturado en 1999 por barcos con pabellón de Guinea Ecuatorial habían sido exportadas a Japón, según los registros del DEAR (Documento Estadístico ICCAT para el Atún Rojo) facilitados por Japón. Se determinó el origen de los peces a partir de la información facilitada en los DEAR, que puede no ser, por tanto,

necesariamente correcta. Siguiendo ese mismo criterio, los registros del DEAR facilitados por Japón identificaban 143 t de atún rojo capturado por barcos con pabellón de Guinea Ecuatorial en 2000. Se observó que las capturas importadas de Guinea Ecuatorial provenían únicamente del Atlántico este y del Mediterráneo durante los últimos años, pero en 1999, por vez primera, procedían del Atlántico oeste, además de del Atlántico este. En 1999, las capturas de Guinea Ecuatorial fueron importadas a Japón desde Puerto España, Trinidad & Tobago, y Las Palmas, España; de manera similar, en el 2000, en torno al 25% de las 143 t fueron desembarcadas en San Pedro y Miquelón y el resto en Las Palmas. Aunque Puerto España y San Pedro y Miquelón se encuentran en el Atlántico oeste, el Grupo no pudo confirmar el origen de estas capturas. Por lo tanto, quedaron incluidas en el Atlántico oeste como NEI-81. Del mismo modo, 127 y 49 t se incluyeron en el índice de Sierra Leona (NEI-40) para 2000 y 2001, respectivamente.

Captura por clases de talla (CAS) y captura por clases de edad (CAA)

El esquema de sustitución propuesto por la Secretaría para el atún rojo del Atlántico oeste para la actualización de CAS empleado en la sesión de evaluación de 2000, hasta 2001 inclusive, se detalla en el SCRS/2002/101. Los científicos nacionales facilitaron los datos de CAS de años recientes de la mayoría de las pesquerías. También aportaron los datos de CAS correspondientes a las series revisadas de descartes muertos de las pesquerías de palangre de Estados Unidos. Las capturas de Reino Unido-Bermuda, Brasil-Guinea Ecuatorial y México no tienen datos de talla concordantes. Dado que se asume que todas estas capturas comprenden principalmente grandes ejemplares, se utilizaron los datos de talla de palangre de Japón y Estados Unidos para realizar la sustitución de datos de talla. En el caso de México, resulta coherente con prácticas anteriores. Se empleó nuevamente el mismo método de selección del punto de corte por edad que había sido utilizado durante muchos años para convertir CAS a CAA. Ese procedimiento utiliza la curva de crecimiento de SCRS/93/52 y la separación modal empírica para las edades 1-3, en los casos en que resulta adecuado; fue aplicado en el pasado para convertir el CAS a CAA. La **Tabla 6** muestra un resumen de los resultados para el Atlántico oeste (Áreas 1+2). La ponderación por clases de edad a partir del método de selección del punto de corte por edad para el oeste se muestra en la **Tabla 7**.

4.5 Escenarios de mezcla

En respuesta a la solicitud de la Comisión en 2001, el Grupo debatió la hipótesis de trabajo del límite de los stocks oeste y este, establecido actualmente en 45°W. Se identificaron tres escenarios para los límites, cuyas bases se describen en mayor detalle en el Apartado 4.3, utilizando las áreas descritas en el Informe de las Jornadas de Trabajo ICCAT sobre la Mezcla del Atún Rojo (SCRS/2001/020). Se definió por separado la CAA para el Área 3 (**Tabla 8**), empleando la CAS para el LL de Japón, que representa casi toda la captura en ese área. Los métodos de selección del punto de corte para determinar la edad del stock occidental se aplicaron a los datos CAS. De la misma forma, se definió por separado la CAA para el Área 4 (**Tabla 9**), empleando la CAS para el LL de Japón y para Islandia y las Islas Faroe. Conviene observar que la captura por clases de talla para Islandia e Islas Faroe ha sido sustituida por datos de palangre de Japón. Aunque se produjeron pequeñas cantidades de capturas por palangre de Japón en el Área 3, retrocediendo hasta 1959, el tonelaje era escaso, y las matrices de CAA para las Áreas 3 y 4 se desarrollaron sólo desde 1985 en adelante.

5 Índices de abundancia relativa

5.1 Índices de abundancia relativa – Este

CPUE estandarizada

En la última reunión, se utilizaron cinco series de CPUE para la evaluación de stock del Atlántico este y el Mediterráneo, de los cuales únicamente estaban normalizados los índices de almadraba española y de palangre japonés. Tuvo lugar una importante mejora en 2002, dado que se normalizaron todas las series de CPUE presentadas, nueve. Cinco de los índices se referían a la pesquería de cebo de España en el Golfo de Vizcaya, uno a las almadrabas españolas en el Atlántico y los tres últimos a las

pesquerías de palangre de Japón y Taipei Chino en el Atlántico este y el Mediterráneo. Es conveniente observar que no se facilitó un índice de CPUE independiente de la pesquería durante esta reunión, pero sí se llevaron a cabo dos prospecciones científicas: una sobre ova en Baleares (SCRS/2002/041), y prospecciones aéreas en el Golfo de Lyon y mar Tirreno (SCRS/2002//085), que se iniciaron en 2000, de manera que en el futuro próximo se podrían aportar índices de abundancia independientes de las pesquerías. Además, el documento SCRS/2002/097 presenta una revisión histórica sobre las capturas de la pesquería de almadraba de Libia, que tuvo lugar conjuntamente con el proyecto COPEMED. En el documento se destaca la interacción entre las pesquerías de cerco y las capturas de almadraba de Libia. El documento SCRS/2001/126 presentaba una serie estandarizada de CPUE de las pesquerías de almadraba de Túnez. Se recomendó realizar análisis ulteriores con el objetivo de actualizar y validar la serie.

El Grupo examinó los siguientes índices de abundancia:

Índice de barcos de cebo en el Golfo de Vizcaya (SCRS/2001/132). Se estimaron tasas de CPUE relativas por clases de edad (1 a 5+), para atún rojo desde 1975 a 2000, utilizando modelos lineales generalizados de mezcla (GLMM). Se incluyó la clase de edad como factor fijo dentro de las especificaciones del modelo. En este estudio se aplicaron nuevos datos de captura y esfuerzo de atún rojo de dos fuentes: capturas por marea y capturas obtenidas a partir de cuadernos de pesca. Se modelaron las capturas empleando el modelo delta-lognormal con interacciones modeladas como efectos aleatorios. Por lo general, ambas tendencias y coeficientes anuales de variación eran similares a partir de ambos conjuntos de datos por clases de edad. En general, el procedimiento de estandarización mostró que las características de las embarcaciones y la instrumentación relativa a la pesca (avances tecnológicos) poseen un efecto relativamente escaso sobre las tasas de captura observadas para el atún rojo en esta pesquería. En el período de estudio se detectaron cuatro cohortes robustas, con una periodicidad de 5 a 6 años, que corresponden a las cohortes de 1975, 1982, 1987 y 1994, destacando la última como una clase anual excepcionalmente amplia. Asimismo, se destacó que la extraordinaria clase anual de 1994 también se había observado en la captura por clases de edad en la totalidad del stock este (véase la **Figura 8**). El Grupo reconoció el esfuerzo realizado para normalizar este índice, y aceptó incluir inicialmente en la calibración del VPA cinco edades: 1, 2, 3, 4 y 5+ como 5, considerando que las edades superiores estaban escasamente representadas en la captura de esta pesquería.

Almadrabas españolas en el Atlántico (SCRS/2002/109). Este documento actualizaba los índices estandarizados para almadrabas, utilizando un enfoque GLM con un supuesto de error lognormal para el período comprendido entre 1981 y 2000. El Grupo expresó cierta preocupación acerca de los residuales dado que se había identificado un esquema bimodal. Se sugirió realizar un análisis adicional de los datos empleando un modelo delta. Se presentó el análisis solicitado de las capturas diarias, utilizando un modelo delta con un supuesto de error binomial negativo como apéndice al documento SCRS/2002/109. Como se habían perfeccionado los esquemas residuales, el Grupo decidió emplear el índice a efectos de calibración para las edades 6+. Por otra parte, el Grupo recomendó llevar a cabo la normalización del índice por edades.

Palangre de Japón (SCRS/2002/103). El documento facilitaba series de CPUE para diversas áreas en el Atlántico (basadas en aquellas acordadas en la reunión de 2001 sobre la mezcla de atún rojo) estandarizadas con GLMM con supuesto de error lognormal. Debido a algunos esquemas residuales, así como al número de observaciones cero en el índice del Atlántico central (Áreas 3 y 4), el Grupo recomendó analizar de nuevo los datos, siguiendo un enfoque de modelo delta, que se añadió como apéndice al documento SCRS/2002/103. Considerando que el esquema residual era mucho mejor, el Grupo decidió utilizar estas series para calibrar el VPA para las edades 8+. Para guardar consistencia con evaluaciones anteriores, la zona de Gibraltar y el Mediterráneo se combinaron en una sola serie. También se empleó en la evaluación actual un índice para el total del Atlántico este y el Mediterráneo (incluyendo el Atlántico central), dado que la pesquería de palangre de Japón en el Atlántico central (que se define como Atlántico este) había evolucionado como una pesquería estable durante una

década. En consecuencia, el índice para el Atlántico total y el Mediterráneo se utilizó para realizar programas de ensayo.

Series de CPUE de palangre de Taipei Chino (SCRS/2002/102). Este estudio estimaba un índice de abundancia en el Atlántico este y el Mediterráneo desde 1993 a 2001. Se asumió un modelo GLM con error lognormal sin efectos aleatorios. El Grupo asumía que esta serie estaba compuesta de datos muy poco equilibrados debido a cambios en la zona y mes de captura. Se recomendó examinarla, agregando todas las áreas dentro de una única zona para el Atlántico y una zona para el Mediterráneo, y utilizar únicamente los mejores meses dentro del período de muestreo (abril y mayo). Se presentó el índice revisado, pero análisis ulteriores revelaron la existencia de algún error en los datos de captura, y se decidió no utilizarlos para la calibración del VPA. El Grupo sugirió examinar esta serie con el fin de poder emplearla en futuras evaluaciones, e investigar un análisis conjunto con las series japonesas para obtener un índice combinado.

En cuanto a las series de cerco de Francia empleadas en evaluaciones anteriores, el Grupo llegó a la conclusión de que había poca información escrita sobre el proceso de estandarización realizado durante la sesión de evaluación de stock en 1998. Se llevó a cabo una comparación entre el cerco de Francia en el Mediterráneo e índices estandarizados nominales y nuevos para cebo español en el Golfo de Vizcaya, hallándose amplias diferencias entre las series, aunque éstas no estaban relacionadas con la determinación de la edad, sino con la estandarización. La comparación de índices nominales mostró mayores similitudes que los estandarizados. Debido al hecho de que no se realizó una actualización debido a la dificultad para representar los cambios en el esfuerzo efectivo de pesca de los cerqueros, así como a la falta de semejanza en las tendencias con el índice de cerco de España para las mismas edades, el Grupo decidió no utilizar los índices de cerco de Francia a efectos de calibración.

En la **Tabla 10** se muestran los cinco índices empleados en la evaluación en 1998 y nuevamente en 2002, para realizar ensayos de validación. En la **Tabla 11** y **Figura 9** se muestran los índices nuevos (2002) y revisados.

5.2 Índices de abundancia relativa – Oeste

Donde fue posible, se actualizó la información de todas las series de datos de tasas de captura empleadas en la evaluación anterior de atún rojo del Atlántico oeste (Tabla 5 del Informe del SCRS ICCAT de la Sesión de Evaluación de Stock 2000 de Atún Rojo, SCRS/2000/024), información que estuvo disponible para la evaluación actual (**Tabla 12, Figura 10**). En 1998 se presentaron numerosas series de tasas de captura nuevamente analizadas, y el tratamiento analítico de dos de los índices (caña y carrete para pequeños, EE.UU., y caña y carrete para grandes, EE.UU.) se tradujo en la separación de estas series temporales en dos estanzas. Este tratamiento, aplicado a las series temporales, continuó en las actualizaciones que se presentan en el SCRS/2001/089). Una de las series anteriormente disponibles, actualizada y también disponible para la evaluación actual, se basaba en una prospección sistemática, independiente de la pesquería (US Larval Survey in the Gulf of México, SCRS/2002/091). Otra se basaba en datos de tasas de captura de la pesquería de barrilete de Canadá para grandes peces en el Golfo de San Lorenzo, que también se actualizó para que pudiera incluir información adicional, y se estandarizó mediante un modelo lineal generalizado (SCRS/2002/081). Se facilitó un análisis actualizado de la pesquería de palangre estadounidense en el Golfo de México (SCRS/2002/090). El documento SCRS/2002/103 actualizaba datos de captura de la pesquería de palangre de Japón para 7 combinaciones diferentes de datos que representaban distintas combinaciones para el Atlántico oeste, central, y este, más el Mediterráneo.

El documento SCRS/2002/103 presentaba los resultados de varios análisis GLM de la serie temporal de las tasas de captura de atún rojo de Japón. El trabajo presentado en este documento constituía una respuesta al Plan de Trabajo sobre Atún Rojo, 2002 (**Apéndice 2**). Estas series temporales se modelaron utilizando modelos lineales generalizados mixtos con una relación de efectos aleatorios para año*área y año*mes, así como interacciones año*área*mes, un procedimiento que se recomienda en el SCRS/1996/063 (Rev.) para tener en cuenta la correlación existente entre las

observaciones en las series temporales y tasas de captura. Se añadió una constante (el 10% de la CPUE media) a cada elemento de CPUE para acomodar la transformación logarítmica de los datos para modelación.

El Grupo acordó aplicar la misma serie temporal histórica a la evaluación actual. Sin embargo, se observó que la aplicación del enfoque delta-lognormal a estos datos sería más consistente con la modelación empleada en las series temporales remanentes, y se recomendó que este enfoque fuera investigado para las series temporales de palangre de Japón, para la próxima evaluación.

Estados Unidos presentó un índice independiente de la pesquería basado en una prospección larvaria en el Golfo de México durante la temporada de desove (SCRS/2002/091), un índice deducido de las capturas de palangre del Golfo de México en aguas próximas (SCRS/2002/090), e índices múltiples de la pesquería de caña y carrete frente a nordeste de Estados Unidos (SCRS/2002/089). Todos los índices se dedujeron utilizando el enfoque en el cual se llevan a cabo análisis separados sobre la proporción de las observaciones con captura, y sobre las observaciones con captura positiva.

El Grupo tuvo en cuenta la utilidad de los índices de larvas (SCRS/2002/091), particularmente en cuanto respecta a los altos valores al comienzo de la serie. Información procedente de otras fuentes corroboran los valores superiores de los índices al comienzo de las series, e indica que la abundancia de larvas y atún rojo juvenil en el Golfo de México y el Estrecho de Florida eran considerablemente más abundantes antes de 1977. Esta información incluye datos de la década de los 60, y ha continuado siendo recurrente hasta la actualidad, a partir de recolecciones de pequeños peces y peces juveniles, que incluyen atún rojo juvenil hallado en el vómito de pájaros obtenidos en relación con el anillado de golondrinas de mar en las Islas Dry Tortugas, y una recolección anterior de ictioplancton realizado por científicos cubanos desde 1973 a 1977. El resumen de la información y las referencias correspondientes se ofrecen en el SCRS/96/123.

Durante la reunión del Grupo en 1996, para esta evaluación se adoptó como norma el enfoque delta-lognormal de la serie temporal de caña y carrete de Estados Unidos, para las tasas de captura de atún rojo pequeño y grande. Esta elección se guió por los resultados de los estudios de simulación anteriormente aportados al Grupo, que indicaban que este enfoque mostraba un rendimiento superior en relación a un cierto número de otros enfoques testados para la recuperación de esquemas de tasas de captura conocidas en datos simulados, y dado que los exámenes de los esquemas residuales no permitían una elección clara del mejor método de modelación. Estos procedimientos se emplearon en los análisis actualizados de estos datos. Adicionalmente, se emplearon modelos lineales generalizados mixtos para incluir la correlación entre observaciones en las series temporales de tasas de captura, mediante la inclusión de la condición de los efectos aleatorios que implicaban interacciones anuales. Los índices basados en la pesquería se desarrollaron con enfoques GLM. Para cada uno, se analizaron las proporciones positivas empleando un supuesto de error binomial, y supuestos lognormales de error o de Poisson para las tasas de captura positivas. Además, se analizaron los índices empleando modelos de efectos fijos y modelos de efectos aleatorios. En el caso de los peces pequeños, se estableció un análisis para controlar los potenciales efectos regulatorios, separando las series temporales anteriores y posteriores a 1993. Además, había disponible información sobre la estructura de talla para las últimas series temporales, y las series temporales recientes se separaron en componentes que representaban peces de 66-114 cm. SFL (principalmente peces de edades 2 y 3) y 114-144 cm. SFL (principalmente peces de edades 4 y 5).

El documento SCRS/2002/89 también se refería a la aplicación de efectos aleatorios de modelos generalizados de mezcla a las series de datos de peces grandes de caña y carrete de Estados Unidos. Como se efectuó con las series de peces pequeños, se estableció un análisis para lograr un mejor control de los efectos regulatorios, separando las series temporales anteriores y posteriores a 1993. El Grupo de 1998 reconoció que el enfoque empleado en el SCRS/2002/089 para análisis podía aportar una mejor forma de controlar los efectos de las regulaciones, pero halló que los resultados de la evaluación eran sensibles, en cierto sentido, a la inclusión de una serie reciente, de corta duración (5 años), y recomendó el empleo de una serie temporal única para la evaluación de stock del Atlántico

oeste en 1998. El análisis actual ampliaba la serie temporal reciente a 9 años, y el Grupo tuvo en cuenta una recomendación del SCRS/2002/089 en cuanto a que el índice LG (grande) 1983-2001 de caña y carrete de Estados Unidos, que había sido empleado como índice de calibración para el atún rojo > 195 cm. SFL en la evaluación, fuera reemplazado por dos series: 1) el LG 1983-1992, que abarcaba el mismo rango de tallas, y 2) el LGMD-LG (grande-medio, grande) 1993-2001 para atún rojo > 177 cm. SFL. Esta recomendación se produjo como consecuencia de cambios en la regulación de la pesquería de caña y carrete de Estados Unidos, que combinaba las categorías LGMD y LG, que constituían categorías separadas en la regulación de Estados Unidos con anterioridad a 1992. El índice LG para 1983-2001 asume que los cambios en las regulaciones desde 1992 no han tenido efecto. Sin embargo, el SRS/2002/089 expone (basándose en informes anecdóticos de pescadores deportivos y científicos de campo, así como en exámenes de datos de prospección) que estos cambios podrían haber conducido a una alteración de cómo percibe las clases de tallas de atún rojo la comunidad pesquera. Frecuentemente se hace una referencia conjunta, tanto de las tallas grandes medianas (LGMD 178-194 cm. SFL) como de las grandes (LG > 195 cm. SFL) como “gigantes”, un cambio aparente con respecto a los años anteriores a 1992, cuando se referían como “gigantes” exclusivamente a los atunes rojos > 195 cm. SFL. Esta situación sugiere que podría existir un cierto error en la clasificación de las categorías de talla informadas, así como en la captura comunicada, situación que podría introducir un sesgo indeterminado en el índice LG 1983-2001.

Durante la reunión, se llevó a cabo un análisis de los datos de prospección de caña y carrete de Estados Unidos, comparando la información sobre la tasa de captura recolectada por vía telefónica (por lo cual toda la asignación de categorías de talla se encuentra tal como fue comunicada por los pescadores deportivos) durante el período 2000-2001 con respecto a la base de datos regulatoria que debería incluir la medición de todos los atunes rojos desembarcados > 177 cm. SFL. De los 24 ejemplares de atún rojo cuya categoría se comunicó como perteneciente a LG (>195 cm. SFL) durante la encuesta telefónica (referente a 22 entrevistas sobre salidas a la mar), se confirmó que 17 pertenecían a LG, según la información de la talla, pero 7 habían registrado tallas que abarcaban el rango LGMD (178-194 cm. SFL). Esta tasa del 29% de clasificación errónea presta cierto apoyo, en alguna medida, a los argumentos de que el índice LG 1983-2001 podría estar sesgado en los años posteriores a 1993. Además, un examen de la intersección en los datos de prospección a pie de muelle para 2000-2001 reveló que el 32% de los atunes rojos desembarcados, que aparecían como pertenecientes a la categoría LG no fueron medidos por los muestreadores (y podrían o no haber sido vistos por los muestreadores). Este hecho muestra que una gran fracción de la intersección de las tasas de capturas realizadas a pie de muelle también se basan en la asignación de tallas, como comunican los pescadores deportivos. Tras el debate sobre los resultados de estos análisis, el Grupo acordó reemplazar el índice LG 1983-2001 con el índice LG 1983-1992 y el índice LGMD-LG 1993-2001 en el Caso Base.

Tras examinar las estimaciones en la variabilidad de las diversas series temporales de caña y carrete de Estados Unidos, el Grupo decidió excluir de la evaluación del Caso Base el índice de peces 144-177 cm. para el período 1993-2001, debido a que los coeficientes de variación estimados eran altos (típicamente con valores que excedían 2.0 – véase **Tabla 12**). Para mantener una continuidad, el Grupo decidió crear un ensayo de VPA empleando las mismas series temporales de tasas de captura que se usaron en la evaluación del Caso Base en 2000.

Se presentaron índices estandarizados de abundancia relativa actualizados para las pesquerías de atún rojo de Canadá en el Golfo de San Lorenzo (1981-2001) y frente al sudoeste de Nueva Escocia (1988-2001), basados en datos de registros de cuadernos de pesca comerciales (SCRS/2002/081). Los métodos empleados eran los mismos que los de la Evaluación de Stock de Atún Rojo 1998. Se empleó un modelo delta lognormal-binomial para estandarizar las series del Golfo de San Lorenzo, que se caracteriza por altas proporciones de mareas con captura “0”, y se empleó un modelo lineal de distribución logarítmica normal de errores, de Poisson, para los datos del sudoeste de Nueva Escocia. Además, se presentaron análisis alternativos (que también se habían presentado en 2000) empleando una regresión por etapas para determinar las especificaciones más adecuadas del modelo lognormal-binomial para la estandarización de la CPUE. Se recomendó la adopción de ambas series. Las CPUE

del Golfo de San Lorenzo se han incrementado desde 1997, de forma que los valores 1999-2001 los más altos desde 1985, salvo en dos años. Por otra parte, las tasas de captura para el año 2000 en el sudoeste de Nueva Escocia fueron las más bajas de la serie temporal, siendo los años recientes similares en general a los de mediados hasta finales de los años 90. En evaluaciones anteriores, se estimó una serie de factores pre-especificados para cada año, basada en el ratio de los números por clases de edad de las capturas de barrilete canadienses, de peces de edades 13 y superiores (números por clases de edad para peces de edades 13+14+15+16 y superiores) de peces de edades 10 y superiores, para dar un margen al hecho de que el índice del Golfo de San Lorenzo se refiere a peces de edad 13+ en vez de a peces de edad 10+. La captura proporcional de peces de edad 13 y superiores en la de edad 10+ agrupada para el período comprendido entre 1981 a 2001, respectivamente, aparecen en la **Tabla 13**. En la evaluación de 1998, el Grupo acordó utilizar en los análisis la serie estandarizada para las pesquerías del sudoeste de Nueva Escocia. En la evaluación actual, el Grupo acordó utilizar también en esta evaluación el índice estandarizado actualizado. En esta evaluación, se emplearon en la ponderación del índice del sudoeste de Nueva Escocia las capturas parciales de las pesquerías de barrilete y arpón (**ver Tabla 13**).

Las tasas de captura estandarizadas, actualizadas, del índice de palangre de Estados Unidos en el Golfo de México mostraron un esquema similar al de años anteriores. En el documento SCRS/2002/90 se deducían índices de abundancia estandarizados mediante GLM para grandes ejemplares de atún rojo (edad 8+) de la pesquería de palangre pelágico en el Golfo de México. Esta investigación actualizó la información empleada para este índice en la evaluación previa, para poder incluir datos adicionales. El análisis empleaba relaciones de efectos aleatorios que implicasen importantes interacciones anuales. Igualmente, para muchas otras series, el Grupo de 1996 decidió adoptar el enfoque de modelación delta-lognormal para aplicarlo a análisis de evaluación. El Grupo había debatido con anterioridad, y volvió a hacerlo, el esquema resultante de este conjunto de datos, que indicaba tasas de captura relativamente superiores en los inicios (1987-1991) de las series temporales, seguidas de tasas de captura inferiores (1992-2001). Aunque el esquema podría interpretarse como resultante de cambios regulatorios en la ordenación de la pesquería de palangre de Estados Unidos en el Golfo de México, que posteriormente restringió los límites de desembarque permisibles para atún rojo a partir de 1992, el análisis llevado a cabo se basaba en tasas de captura de peces tanto desembarcados como descartados, y estaba estructurado para tener en cuenta las características operacionales y del arte facilitadas en los informes de los pescadores sobre las capturas y esfuerzo diarios, que se creía estaban relacionados con el esfuerzo de búsqueda. Aunque no se puede demostrar que el esquema de las tasas de captura se deba en su totalidad a los cambios en la abundancia (probablemente con algún fallo), tampoco se puede demostrar que el esquema sea en su totalidad el resultado de cambios en las regulaciones. El Grupo decidió que el índice se utilizaría como una serie temporal única en los ensayos de evaluación del Caso Base, aplicado a peces de edad 8+.

Para la evaluación actual (y la correspondiente al 2000) se utilizaron efectos aleatorios para modelar las series temporales de tasas de captura, que mostraron importantes interacciones, incluyendo el período del año. Los modelos se aplicaron para actualizar conjuntos de datos y se cambiaron algunos supuestos de estructura de error del modelo. La actualización de estos datos y los cambios en el supuesto de error se tradujeron en algunas variaciones en la precisión estimada de los diversos índices.

En resumen, el Grupo acordó aplicar, como ya había hecho en 1998 y en 2000, 12 series temporales de tasas de capturas al procedimiento VPA para evaluar el estado del recurso de atún rojo en el Atlántico oeste. Al contrario que en las evaluaciones de 1998 y 2000, el Grupo decidió, sin embargo, excluir las series temporales de caña y carrete estadounidenses para peces de 144-176 cm., debido a la alta variabilidad estimada. El Grupo decidió también sustituir la serie temporal de caña y carrete > 195 cm. de Estados Unidos por dos series de CPUE, separadas en 1993, tras lo cual el índice empleado era el de peces >177 cm. El Grupo decidió evaluar la sensibilidad de los resultados de VPA con esta decisión, mediante la realización de un ensayo de Continuidad de los VPA, empleando las series temporales actualizadas de CPUE tal como se había realizado en 2000. Dicho en otras palabras, se llevó a cabo un ensayo de evaluación, en el cual se utilizaron para calibración las versiones

actualizadas de las mismas series temporales de CPUE empleadas en la evaluación de 2000; el motivo del examen de este ensayo era el de valorar el impacto del cambio en cada serie de CPUE sin que esta comparación pudiera ser confundida con el impacto de los cambios en la elección de serie de CPUE empleada en la evaluación. Esta decisión se basaba en el análisis llevado a cabo durante la reunión (véase más arriba). Las series de índices empleadas se indican en la **Tabla 12**.

Los índices incluidos en la evaluación del Caso Base representan diferentes rangos de edad y diferentes pesquerías. Resulta difícil deducir, por comparación directa, los índices ausentes en la información acerca de la contribución proporcional de cada clase de edad al índice, y las características de selectividad de cada pesquería. El procedimiento de evaluación incorpora esta información en las estimaciones del tamaño del stock y en la tasa de mortalidad por pesca. Algunos de los índices empleados en la evaluación representan información sobre rangos geográficos relativamente amplios, en zonas pelágicas (en general exteriores a las ZEE de varios países), mientras que otros representan información más restringida, rangos costeros (dentro de las ZEE de diversos países). Con anterioridad, otros Grupos habían debatido las características de los índices costeros y pelágicos de atún rojo. El Grupo no pudo determinar hasta qué grado cada uno de los diferentes índices representa las tendencias en la abundancia de la totalidad de la población. Sin embargo se observó que, en gran medida, se sabe que tanto los grandes como los pequeños ejemplares de atún rojo se concentran en aguas costeras, y que también pueden capturarse en zonas pelágicas, si bien los ejemplares más grandes parecen no estar disponibles, en general, a las pesquerías que operan en la zona pelágica.

Material Histórico adicional para debates

Se ha incluido este apartado para poder obtener una perspectiva histórica, y debe ser tenido en cuenta en el contexto de los nuevos debates (este informe y SCRS/2001/020).

En la reunión de 1996, el Grupo discutió sobre el valor de incorporar información histórica más amplia sobre tasas de captura en la evaluación de stock. Informes previos del SCRS también subrayaban la importancia de incorporar información de este tipo en los análisis, para ofrecer una base mejorada para poder evaluar tendencias históricas más extensas de la biomasa reproductora y el reclutamiento. Se recomendó estudiar la posibilidad de incorporar a los análisis los datos de la pesquería de Japón por caladeros y períodos temporales similares a los que se describen en el SCRS/1983/064. Se evaluó la información sobre estas pesquerías (frente a Brasil y frente a la costa este de Estados Unidos, cerca de Florida), que se puede consultar en el SCRS/1998/085. En la reunión de 1996, se examinaron datos resumidos (5x5 captura y esfuerzo por mes), y los análisis preliminares realizados confirmaron el esquema general en las tasas de captura para las regiones “Grandes Peces – oeste” y “Tropical”, que se presentan en el SCRS/1983/064. El documento SCRS/1998/085 presentaba análisis de estos datos y contrastaba los resultados obtenidos *versus* el documento SCRS/1983/064. Para aquella parte de la serie temporal solapada, los resultados expuestos en el SCRS/1998/085 eran similares a los que presenta el SCRS/1983/064. Sin embargo, el SCRS/1998/095 halló, con respecto a la pesquería de Brasil, que la inclusión de datos anteriores (previos a 1960) se traducían, a lo largo del tiempo, en un esquema ascendente de tasas de captura, que posteriormente se convertía en descendente, lo cual podría ser indicativo de un esquema de aprendizaje, cambios en la especie objetivo, o cierto esquema de abundancia localizada. Durante ese período anterior a 1960, la pesquería de palangre de Japón no perseguía atún rojo. Los análisis adicionales llevados a cabo durante la reunión sobre el atún rojo en 1998, que empleaban modelos de efectos aleatorios para incluir la correlación entre las observaciones en las series temporales, modificaron los resultados que se presentaban en el SCRS/1998/085. Estas comparaciones y resultados de los análisis se presentaron en el SCRS/1998/022. El Grupo de 1998 discutió sobre la posibilidad de que los esquemas observados frente a Brasil podrían tener relación con sólo una parte del recurso, y no ser, por esta razón, tan fiables como indicador como podrían serlo tras series temporales. Se observó que esta peculiaridad es más o menos común a todas las series temporales de tasas de captura disponibles para las evaluaciones de atún rojo. Otros Grupos anteriores habían discutido la posibilidad de que los esquemas de las tasas de captura frente a Brasil representaban el agotamiento de un stock de atún rojo separado, una

situación en la que no se podía volver a alcanzar un nivel de recuperación, a la vista de la presión pesquera. Se observó que tras las fuertes capturas producidas en esta región en los años 60, esta especie había estado ausente de la zona. Bajo esta hipótesis, el “stock de Brasil” se consideraría independiente del cómputo del Atlántico, y extinto, en términos efectivos, por lo cual ni las capturas ni las tasas de captura de esta pesquería se podrían incluir en los análisis de evaluación aplicables al cómputo. Por otra parte, se propuso que el esquema de tasas de captura también pudiera explicarse considerando el esquema de tasas de captura como una resultante del estudio, seguido de un rápido declive en la abundancia del componente del recurso en la región. La tasa de declive podría estar relacionada con las reducidas concentraciones de atún rojo debidas, en parte a desplazamientos fuera de la región. Para tener en cuenta esta posibilidad, y dado que se conoce la conexión entre la zona de pesca de la zona Tropical oeste y la zona de Brasil a partir de estudios de marcado, el Grupo decidió tener en cuenta los esquemas históricos de las tasas de captura como promedio ponderado de las zonas de captura entre el “Tropical oeste” y “Brasil”, para su consideración en un enfoque de Modelación de Producción Estructurada por Edad. Esta información no se incorpora con facilidad en la evaluación ADAPT, dado que aún no se dispone de estimaciones fiables de capturas por clases de edad de todos los componentes de las pesquerías para el período anterior a 1970. El Grupo de 1998 recomendó evaluar los resultados de sensibilidad de ASPM con la inclusión y exclusión de esta serie temporal histórica en la modelación. Partiendo de las distribuciones de talla informadas respecto a las capturas en el SCRS/1998/85, se asumió la asignación del rango de edad de 5+ a efectos de análisis de evaluación. El Grupo debatió sobre la conveniencia de hacer uso de una mayor información histórica, especialmente en cuanto se refiere a estimación de niveles de productividad a largo plazo de atún rojo. Se observó que los análisis previos que utilizaban modelos de producción estructurados por edad e integraban modelos estadísticos con estos datos, se traducían en estimaciones de RMS y BRMS sustancialmente superiores a las de los análisis que empleaban solamente información sobre stock-reclutamiento desde mediados de los años 70. Para la evaluación actual, el Grupo decidió centrar la atención sobre varias aplicaciones de modelos de mezcla a los datos de captura por clases de edad desde 1970, pero reconoció la necesidad de actualizar los análisis de la totalidad de los datos de captura y esfuerzo disponibles.

El Grupo desarrolló en 1998 un nuevo esquema de abundancia relativa de peces pequeños (edades 1-3), basándose en el análisis de datos de marcado del Atlántico oeste contenidos en el documento SCRS/1998/065. El análisis de la información sobre el tiempo en libertad a partir del marcado indicaba un esquema F en los peces de edad 1-3 (que fue calculado con una precisión relativamente alta: CV por debajo de 0.2). Se halló que los esquemas de abundancia relativa, teniendo en cuenta la captura de peces de edades 1-3 para el período 1964-1981, eran insensibles a los dos niveles de M asumidos. Este esquema sugiere una abundancia relativamente superior de peces de edad 1-3 en el período anterior a la evaluación ADAPT. Esta característica es coherente con otros análisis (por ejemplo, análisis ASPM empleados anteriormente por el Grupo y resultados de otros enfoques de modelación que tienen en cuenta información más completa sobre captura y esfuerzo históricos, como ocurre, por ejemplo, en SCRS/00/100, para conocer los resultados del algoritmo ‘CATCHEM’ e implica tanto un reclutamiento como biomasa reproductoras superiores a las del período examinado mediante evaluaciones con ADAPT. El Grupo opinaba que la característica de los datos aportaba una mejor base para estimar niveles de referencia de productividad a largo plazo (por ejemplo, RMS y B_{RMS}). El Grupo acordó aplicar nuevamente este índice a la evaluación actualizada.

En 1998, el Grupo observó que estaba disponible una serie actualizada de CPUE, para peces de tamaño grande y mediano, obtenida de un subconjunto de barcos comerciales con curricán/liña de mano y de arponeros que faenaban frente a Cabo Cod y en el Golfo de Maine. Se observó que este índice se encontraba disponible para la evaluación de 1993 pero que no se empleaba por la preocupación que suscitaba la representatividad de la muestra, a causa de la brevedad de las series temporales, y debido a que esos datos (1988-93) podrían ser, en principio, incluidos en las series de CPUE <longer> de grandes peces, de caña y carrete de Estados Unidos (1983-93). Para la evaluación de 1998, el documento SCRS/1998/073 aportaba análisis actualizados sobre información disponible de un conjunto seleccionado de barcos comerciales con curricán/liña de mano y de arponeros que faenaban en el Golfo de Maine. La serie temporal de tasas de captura con arpón era bastante similar en

esquema a la de los peces del sudoeste de Nueva Escocia, en el documento SCRS/1991/42. Dado que la serie temporal no se empleó en la evaluación de 1998, no fue actualizada para la presente evaluación. En 1998, el curricán/liña de mano comercial y la información de concursos de pesca en Massachussets (SCRS/1998/071) mostró niveles similares (si bien con interferencias) a la que se había comunicado sobre el índice de caña y carrete de Estados Unidos. Como las series temporales que aparecen en los documentos SCRS/1998/073 y SCRS/1998/071 presentaban una duración inferior, y no estaban totalmente analizadas en cuanto a los efectos de la tasa de captura - que no estaban previstas para relacionar la abundancia de peces - y representaban información sobre rangos de edad y pesquerías ya incluidos en otras series temporales estandarizadas en el análisis, el Grupo decidió no incluirlas en la evaluación básica en 1998. No se actualizó esta serie temporal para la presente evaluación.

5.3 Índices de abundancia relativa – escenarios de mezcla

Los datos de palangre de Japón se analizaron para comprobar si existe alguna tendencia o conexión en la tendencia en la abundancia en el Atlántico central con otras áreas. Las observaciones disponibles de captura y esfuerzo (**Tabla 14**) indicaban esquemas similares en porcentaje de observaciones con 0 capturas. Se indicó al Grupo que el Área 3 se explotaba inicialmente durante el final del año civil hasta el comienzo del año, y después se comenzaba a faenar en el Área 4 entre agosto y noviembre. Desde 1994 se ejerció en el Área 4 un esfuerzo de pesca más importante..

El índice combinado para las Áreas 3 y 4 era similar al que incluía el Área 2 (SCRS/2002/103); sin embargo, los índices separados desarrollados para las Áreas 3 y 4 no mostraban esa coherencia (**Figuras 11 y 12**). Los límites de confianza estimados eran muy amplios en 1996 para el Área 3, y en todos los años para el Área 4, en comparación con el índice combinado. Se discutieron brevemente los motivos de estas diferencias. Se sugirieron como posibles causas la brevedad de las series temporales y el número relativamente menor de observaciones de captura cero en 1996, pero el Grupo no se mostró totalmente convencido. Debido a que la distribución residual no resultaba satisfactoria para un modelo lognormal, se aplicó también un modelo diferente (delta-lognormal) al mismo conjunto de datos, pero los resultados fueron similares.

Dados estos resultados, el Grupo decidió no utilizar ninguno de los índices del Atlántico central por separado (por ejemplo, Área 3 y/o Área 4), sino adoptar los índices de las Áreas 2-3 y 2-4 en la investigación de escenarios de mezcla.

6 Métodos y otros datos relevantes para la evaluación

6.1 Métodos – Este

El Grupo debatió sobre los diferentes ensayos que podían llevarse a cabo, y especificó los enfoques metodológicos y parámetros de entrada para cada uno de los ensayos seleccionados. Teniendo en cuenta la escasa calidad de los datos de la Tarea 1 y Tarea 2, el Grupo decidió que no había argumentos de peso que permitieran apoyar la adopción de ninguno de los ensayos como Caso Base y, por tanto, no se definió ningún Caso Base.

Por la misma razón, el Grupo adoptó un enfoque pragmático al llevar a cabo los análisis. El Grupo empleó un procedimiento *ad hoc* por etapas, cambiando los datos y los supuestos de modelación paso por paso para testar la sensibilidad de los resultados de las diversas opciones. Por lo tanto, el debate sobre los supuestos sobre modelación se desarrolló principalmente tras el análisis.

Se tuvieron en consideración posibles métodos para la ponderación de los índices de abundancia relativa, y se suscitaron cuestiones acerca de si se podían utilizar en la evaluación métodos de ponderación no incluidos en el catálogo del programa. En este contexto, se estudió el método de desvío en la escala de ponderación, y se debatieron los cálculos adicionales necesarios para aplicar

este método (véase el **Apéndice 5**). El Grupo decidió que no era necesaria la adopción de un método de estas características para la evaluación del estado del stock este. Se eligieron dos métodos de ponderación para la evaluación; ponderación equivalente y ponderación inversa-CV. Se eligió el método de ponderación inversa-CV porque la evaluación de 1998 se había llevado a cabo empleando este método. El Grupo decidió también repetir los cálculos empleando una ponderación equivalente para testar la sensibilidad de los resultados de evaluación con respecto a la fórmula del método de ponderación adoptado.

Se empleó en la evaluación la versión catalogada del método VPA-2BOX (Porch, 2002, disponible en <http://www.iccat.es>). Como el programa era una versión actualizada del programa aplicado en la evaluación de 1998, el Grupo decidió llevar a cabo ensayos de programas de validación para comprobar que los resultados de 2002 y de 1998 eran consistentes. Se realizaron ensayos adicionales para estudiar la sensibilidad de los resultados de la evaluación a los cambios en las especificaciones, series de CPUE y escenarios de captura utilizados en los ensayos de validación. En la **Tabla 15** se muestra un resumen de las especificaciones de cada uno de los ensayos. A continuación se presenta una breve descripción:

Validación del ensayo 1: Comparación con la evaluación de 1998. Se utilizaron las mismas especificaciones que en la evaluación de 1998 para comprobar si los resultados obtenidos con el nuevo programa eran los mismos que los que se obtuvieron de la evaluación de 1998.

Validación del ensayo 2: Nuevo conjunto de datos de captura (1970-1997). Se actualizó la matriz de captura por clases de edad para los años 1970-1997, para incluir los cambios en los desembarques que habían tenido lugar desde 1998. Se repitieron los cálculos con la nueva matriz de captura por clases de edad, y los resultados se compararon con los de la *Validación del ensayo 1* para determinar si los datos de captura actualizados afectaban de forma considerable a los resultados de la evaluación.

Validación del ensayo 3: Nuevo conjunto de datos de captura (1970-1997) y nuevas CPUE. Se utilizó la nueva matriz de captura por clases de edad para los años 1970-1997. Se reemplazó el conjunto de series de CPUE que había sido utilizado en la evaluación de 1998 por un nuevo conjunto. Éste incluía sólo aquellas series que habían sido empleadas en la evaluación de 1998 y actualizadas desde esa fecha. El objetivo de este ensayo era el de investigar los efectos de las series actualizadas sobre los resultados de la evaluación.

Ensayo 1: Nuevo conjunto de datos de captura (1970-1997) y conjunto completo de CPUEs (hasta 1997). Las especificaciones para esta prueba fueron las mismas que para la *Validación del ensayo 1*, excepto para el conjunto de series de CPUE empleado. Se utilizaron todas las series de CPUE que habían sido seleccionadas para la evaluación (véase la sección 5.1) en esta prueba, para determinar los cambios producidos en los resultados de la evaluación de 1998 debido a la adición de nuevas series de CPUE.

Ensayo 2: Nuevo conjunto de datos de captura (1970-2000) y conjunto completo de CPUEs. Se utilizó el conjunto completo de datos de captura, que incluía información de desembarques hasta el año 2000, junto con el conjunto de series de CPUE completo. Se modificaron los supuestos de F terminal y la selectividad anual terminal, ya que el nuevo conjunto de series de CPUE representaba un grupo diferente de clases de edad con respecto al grupo representado por el antiguo conjunto.

Ensayo 3: ponderación equivalente. Se emplearon las mismas especificaciones que para el *Ensayo 2*, excepto que se aplicó el método de ponderación equivalente en vez del método de ponderación inversa CV para evaluar la sensibilidad de los resultados con respecto a los diversos métodos de ponderación.

Ensayo 4: Exclusión de Falta de ajuste², etapa 1. En la primera etapa, se realizó un nuevo ensayo del *Ensayo 2* sin las series de CPUE de cebo (España) para peces de edad 1, que presentaban la mayor variabilidad. Se redujo en uno el número de clases de edad para las cuales se había estimado la *F* terminal.

Ensayo 5: Exclusión de Falta de ajuste², etapa 2, Ensayo 2. En la segunda etapa, se realizó una nueva ejecución de programa del *Ensayo 2*, sin las series de CPUE de cebo (España) para peces de edades 1, 4 y 5. Se estimó la *F* terminal sólo para las clases de edad para las cuales se disponía de series de CPUE. Todos los ensayos que siguieron fueron llevados a cabo empleando las mismas series de CPUE de este ensayo (almadraba española (edad 6+), cebo español (edad 2), cebo español (edad 3) y palangre japonés para el Atlántico este y el Mediterráneo (edad 8+)).

Ensayo 6: Subconjunto de CPUEs y ponderación equivalente. Las mismas especificaciones que para el *Ensayo 5*, excepto que se utilizó la ponderación equivalente en vez de la ponderación inversa para comprobar la sensibilidad de los resultados a la elección del método de ponderación.

Ensayo 7: Efecto de los puntos erráticos. Las mismas especificaciones que para el *Ensayo 5*, pero excluyendo la clase anual de 1995 de las series de CPUE de cebo de España. Se compararon los resultados con los obtenidos del *Ensayo 5* para evaluar los efectos de posibles puntos erráticos. La exclusión de la clase anual de 1995 no afectó a los resultados de forma considerable y, por tanto, el Grupo decidió no excluir de las dos series esta clase anual.

Ensayo 8: Captura alternativa. Mismas especificaciones que para el *Ensayo 5*, pero se empleó el escenario de captura alternativa (véase sección 4.1) para investigar si los resultados de la evaluación eran sensibles a los cambios en la captura comunicada.

Ensayo 9: Restricción en los cambios de selectividad. El Grupo debatió la posibilidad de cambios en la vulnerabilidad a lo largo de los años debido a la expansión de la pesquería. En este ensayo se aplicaron las mismas especificaciones utilizadas en el *Ensayo 5*, excepto que se introdujo una restricción sobre los cambios en la vulnerabilidad para las edades 1 a 9 durante los últimos 5 años. Este estudio se realizó para valorar los efectos en los resultados de la evaluación de un desplazamiento en las clases de edad que obtiene la pesquería.

Ensayo 10: Restricción en la variabilidad del reclutamiento. Se emplearon las mismas especificaciones que para el *Ensayo 5*, excepto que se añadió un factor extra a la función de probabilidad para restringir la variabilidad en los valores del reclutamiento durante los últimos 5 años. Esta actuación se realizó en un intento por reducir los esquemas retrospectivos observados y testar los cambios en los resultados correspondientes.

Ensayo 11: Combinación de los Ensayos 9 y 10. Se emplearon las mismas especificaciones que para los *Ensayos 9 y 10*, para investigar los efectos de la combinación de las restricciones en el reclutamiento reciente y en la vulnerabilidad, empleados en los *Ensayos 9 y 10*, en los resultados de la evaluación.

Ensayo 12: Vulnerabilidad dependiente del factor tiempo y escenario de captura alternativa. Las mismas especificaciones que se utilizaron en el *Ensayo 9*, excepto que el escenario de captura alternativo (ver sección 4.1) se utilizó para investigar si un cambio en la vulnerabilidad tendría diferentes efectos sobre los resultados de evaluación cuando se utilizaran datos de captura alternativa.

² Las series de CPUE de cebo para peces de edades 1, 4 y 5 (España) indicaron una apreciable falta de ajuste, y por tanto se realizó una nueva ejecución del programa del *Ensayo 2*, excluyendo algunas de estas series. La exclusión de estas series se llevó a cabo en los *Ensayos 4 y 5*.

6.2 Métodos – Oeste

ADAPT-VPA aplicado al Atlántico Oeste

El Apéndice al SCRS/2002/ especificaba las diversas opciones seleccionadas para la evaluación del atún rojo del Atlántico oeste en 2000 (SCRS/2002/086 ofrece datos más pormenorizados que el Informe Detallado 2000). En la reunión se estudió cada una de ellas por turno, y la mayor parte de los asistentes decidieron proceder como en el 2000. Las diversas elecciones aparecen detalladas en una lista en el **Apéndice 5**. En particular, el ajuste de las relaciones stock-reclutamiento se mantuvo independiente del proceso de ajuste empleado para la evaluación, como en 2000.

Uno de los temas que se estudió nuevamente para someterlo a una reconsideración trataba sobre la inclusión de las series de ponderación de abundancia en el procedimiento de ajuste para el modelo de evaluación. En la reunión de 2000 se adoptó un enfoque de ponderación equivalente. Una razón de peso que había contribuido a la toma de esa decisión había sido el cambio de valor del criterio de selección del modelo AIC_C ³, aparentemente poco importante, por cualquiera de los otros enfoques considerados en aquel momento. Sin embargo, los cálculos llevados a cabo después de la reunión 2000 (SCRS/2002/033 (rev.)) indicaban que había errores de cálculo en valores de AIC_C , y que en realidad habían señalado una fuerte preferencia por una de las variaciones adicionales de las opciones de ponderación (ver **Apéndice 5**). En consecuencia, la reunión procedió a estudiar posibles opciones alternativas al enfoque de ponderación equivalente.

La evaluación del Caso Base se sometió a nuevos ensayos con respecto a estas tres opciones: una desviación adicional común estimada para todos los índices de abundancia, una desviación adicional estimada para cada una de las series por separado, y un enfoque de “escala de desviación” (**Apéndice 5**). Este último enfoque es una variante de la ponderación equivalente, que reajusta todas las desviaciones de entrada para una serie en particular mediante un factor multiplicativo común. Este factor se calcula de forma que el cuadrado de la media de CV para cada serie sea el mismo (es decir, atribuye esencialmente una ponderación equivalente a cada serie, pero retiene información sobre las precisiones diferenciadas de los distintos valores del índice dentro de la misma serie). Se investigaron las opciones para estimar desviaciones adicionales, de algunas, pero no de todas las series, si bien su comportamiento fue peor que las que más arriba se exponen, en términos del criterio de AIC_C .

De las opciones tomadas en consideración, la estadística AIC_C indicaba que la ponderación equivalente era la opción preferida (para más detalles, véase la sección Resultados). Al observar que AIC_C es una base de uso común para la selección de modelo, y que no había otra razón de peso para modificar la decisión de la reunión de 2000 de adoptar el enfoque de ponderación equivalente, la reunión acordó emplear la ponderación equivalente para la evaluación 2002 del Caso Base.

Durante estos debates, se observó que la forma en la cual AIC había sido definido para VPA-2BOX conducía a problemas comparativos. La sección Recomendaciones expone sugerencias sobre posibles modificaciones subsiguientes de este programa.

Mientras AIC aportaba una base para realizar una selección entre modelos, sigue siendo importante tener también en cuenta las estadísticas de diagnóstico para comprobar si el modelo seleccionado facilita un adecuado ajuste a los datos. Una estadística de este tipo es la desviación (denominada “discrepancia de chi-cuadrado” en VPA-2BOX). El tema fue ampliamente debatido, y en el **Apéndice 6** se presentan aclaraciones sobre su cálculo e interpretación.

³ AIC es un criterio de selección del modelo que combina una medida de falta de bondad del ajuste del modelo a los datos con una desventaja por el número de parámetros estimados en el ajuste (para prevenir un ajuste excesivo). AIC_C constituye una variante de AIC con la que se intenta corregir el pequeño tamaño de la muestra. El mejor modelo lo constituye el que muestra el valor AIC más bajo. En general, una diferencia en AIC superior a aproximadamente 2 sugiere con firmeza que debe preferirse definitivamente el modelo con el AIC más bajo.

Ejecución de programas de sensibilidad para el Atlántico Oeste

- 1) Ejecución de programas de continuidad: para obtener una comparación más próxima con los resultados de la evaluación de 2000, se especificó una ejecución de programa que empleaba exactamente los mismos índices de abundancia seleccionados en 2000 (ahora ampliados por dos años, donde se considere pertinente).
- 2) Ejecución de programas de reducción de índice: Los índices CAN-SWNS y US-GOM-LL eran indicativos de una apreciable falta de ajuste (tendencias sistemáticas en residuales) para la evaluación del Caso Base. Por consiguiente, se procedió a realizar una nueva ejecución o ensayo de la evaluación del Caso Base prescindiendo de estas dos series.
- 3) Ejecución de programa de ruta aleatoria: Dada la base limitada para la especificación del Caso Base en el ratio F_{10+}/F_9 , posterior a 1981 para este ratio, la función asociada de penalización en la probabilidad logarítmica, se sustituyó la función de penalización asociada, en el logaritmo de sensibilidad, por la condición adecuada para una ruta aleatoria (con $CV = 0.2$) de este ratio después de 1981.
- 4) Bootstraps (ensayos iterativos de reajuste a partir de submuestras): Para el Caso Base, se seleccionó el enfoque con bootstrap paramétrico, con el fin de mantener la coherencia con las evaluaciones anteriores, pero se ensayó una alternativa no paramétrica para valorar si se produciría una gran diferencia.

Otros métodos

En algunas reuniones anteriores, se habían empleado también otros enfoques de modelación para evaluar el recurso de atún rojo en el Atlántico oeste. Éstos incluían modelos de producción agregados por edad (Prager, 1994) y otros que incorporaban datos de estructura por edad (CATCH-EM (SCRS/00/100); ASPM (SCRS/96/130)). Una de las ventajas de estos métodos es que pueden incluir las capturas realizadas en años anteriores en la pesquería para la cual la información de la captura por clases de edad - si la hay - tiene una fiabilidad limitada, y por tanto son capaces de aportar una mejor información sobre RMS y B_{RMS} . Sin embargo, algunos de estos enfoques pueden introducir problemas en las proyecciones si fallan a la hora de tener en cuenta las fluctuaciones en el reclutamiento (en particular, clases anuales recientes buenas o escasas). Se decidió no proseguir con ninguno de los enfoques durante esta reunión.

Ampliaciones a la evaluación en el Atlántico Oeste

Para considerar las implicaciones del atún rojo en el Área Central, que pertenece al stock oeste, la reunión decidió realizar una nueva ejecución del programa de evaluación del Caso Base, considerando una situación en la cual las capturas en el Área 3 (principalmente, el área comprendida entre 45°W y 30°W – véase la **Figura 2**) se consideraran procedentes en su totalidad del stock oeste, y realizar una determinación de la edad mediante el método de selección del punto de corte por edad para el atún rojo en el oeste. Para llevar a cabo la repetición de este programa, se reemplazó la serie de CPUE de LL estandarizado de Japón para el Atlántico noroeste por otra serie evaluada con la inclusión de atún rojo capturado en el Área 3.

El Grupo decidió también llevar a cabo una evaluación similar, ampliada para incluir las capturas del Área 4 (incorporando así la pesquería al sur de Islandia), con una serie similar de CPUE de LL estandarizado de Japón para el Atlántico noroeste.

El hecho de que estas ampliaciones sean plausibles descansa en el supuesto de que la mayor parte del atún rojo capturado en el Área añadida pertenece al stock occidental. La reunión lo consideró a partir de esta base, es decir, la ampliación para incluir el Área 4 era menos plausible que la de incluir

el Área 3. Se razonó que, mientras el flujo de la Corriente del Golfo sugería que el atún rojo que se encuentra en las Áreas 3 y 4 guardaba relación, las comparaciones de las tendencias de la CPUE en las distintas Áreas no aportaban una indicación clara en ninguno de los dos sentidos, y que el escaso número de marcas electrónicas recuperadas en el Área 4 sugería un nivel de conexión relativamente escaso entre este área y la costa este americana. Sin embargo, los datos para apoyar o rechazar esta decisión son limitados, y el Grupo instó a realizar estudios biológicos adicionales para aclarar los desplazamientos del atún rojo atlántico.

El Atlántico central como unidad aislada

En la reunión acordó que la información disponible era insuficiente (principalmente debido al corto período durante el cual la pesquería había estado activa) como para llevar a cabo una evaluación completa basada en la edad para el Atlántico central, tratada como una unidad aislada. En vez de ello, se tomó la decisión de realizar sólo una evaluación cualitativa, considerando las tendencias en el tiempo en las CPUE estandarizadas y en las distribuciones de frecuencia de tallas en las capturas, para comprobar indicios de un descenso en la abundancia y de un incremento en la mortalidad por pesca.

Modelos de solapamiento de stock

Como análisis de sensibilidad, se realizaron varios ensayos de los modelos 2BOX VPA con niveles variables de migración de peces de origen oriental hacia el oeste, y de peces procedentes del oeste hacia el este. Se asumió que el límite entre las dos áreas estaba en 45°W. Los datos empleados para el recuadro del este eran los mismos que se emplearon para el ensayo del este con capturas nominales. Los datos empleados para el recuadro del oeste eran los mismos que para el Caso Base del área del Atlántico oeste, excepto en que se eliminaron los datos del año 2001, para que los años finales sobre los cuales se dispone de datos para las áreas este y oeste fueran los mismos. Conviene observar que los peces capturados en el Atlántico este (es decir, en la zona de ordenación oriental) se asignaron a categorías por edad, de acuerdo con la curva de crecimiento del este, mientras que los peces capturados en el Atlántico oeste (es decir, en la zona de ordenación occidental) se asignaron a categorías por edad según la curva de crecimiento del oeste). Por lo tanto, en una hipótesis de mezcla, la determinación de la edad de algunos peces sería incorrecta.

Las especificaciones del modelo 2-BOX eran las mismas que las del Caso Base para el oeste y el caso de captura nominal del este, con las siguientes excepciones. Se utilizó la ponderación equivalente de nueva información de CPUE para el este y el oeste, coherente con el Caso Base del Atlántico oeste, ya que no era posible emplear un método diferente para cada recuadro. El parámetro estimado del año terminal se definió como F en vez de N para ambos recuadros, en coherencia con el caso de captura nominal del este. Se asumió que la migración seguía el modelo de solapamiento, lo que significa que los peces regresan a sus áreas natales para desovar, y que cada año, un porcentaje especificado de peces de cada stock se encuentra en el otro área. En lo que sigue, $\tilde{T}_e$ es el porcentaje de peces de origen oriental en la zona de ordenación occidental, y $\tilde{T}_w$ es el porcentaje de peces de origen occidental en el área de ordenación oriental.

Los ensayos que se tuvieron en consideración:

(0) Sin migración ($\tilde{T}_e = \tilde{T}_w = 0$)

(1) $\tilde{T}_e = 5\%$ $\tilde{T}_w = 5\%$

(2) Los porcentajes de solapamiento se incrementan logísticamente con la edad.

Edad	$\tilde{T}_e$	$\tilde{T}_w$
1	0.002	0.002
2	0.005	0.005
3	0.012	0.012
4	0.027	0.027
5	0.050	0.050
6	0.073	0.073
7	0.088	0.088
8	0.095	0.095
9	0.098	0.098
10	0.099	0.099

(3) $\tilde{T}_e = 5\%$, $\tilde{T}_w = 10\%$

(4) $\tilde{T}_e = 5\%$, $\tilde{T}_w = 30\%$.

El objetivo era que estos ensayos abarcaran un número de escenarios de mezcla que tuvieran cierta verosimilitud biológica. No obstante, no se estimaron los porcentajes de solapamiento a partir de los datos. No se tiene el propósito de reemplazar las evaluaciones oeste y este con estos modelos.

Durante la reunión no fue posible ejecutar proyecciones con el modelo 2-BOX .

7 Resultados sobre el estado del stock

7.1 Estado del stock – Este

Como se menciona en el Apartado 6.2, se llevaron a cabo distintas ejecuciones de programa (Ensayos) con el fin de investigar la sensibilidad de los resultados a las diversas elecciones acerca de los datos a emplear y opciones de modelación. En el resumen de los resultados, más adelante, se presentan los resultados de los tres Ensayos. Si bien el Grupo acordó que los resultados de estos tres Ensayos eran superiores a los de los otros Ensayos, el Grupo no disponía de base para conceder preferencia a ninguno de los conjuntos de resultados. Por lo tanto, no se definió una ejecución del programa para el “Caso Base”.

Ensayos de Validación: el ensayo de validación nº 1 confirmaba que el programa VPA-2BOX empleado arrojaba resultados iguales a los obtenidos en 1998, cuando utilizaba los mismos datos. Cuando se empleaba una matriz de captura actualizada (Ensayo de validación nº 2), los resultados obtenidos eran muy similares a la evaluación de 1998 (**Figura 13**). Cuando se utilizaron ambos, una nueva matriz de captura y un nuevo conjunto de índices disponible en la reunión de 2002 (Ensayo 2), los resultados diferían de los de la evaluación en los años más recientes, ya que tanto el reclutamiento como las estimaciones de SSB eran más altas (**Figura 13**).

Elección de series de CPUE: se realizaron comparaciones limitadas para evaluar el impacto de las diferentes elecciones de los índices de CPUE incluidos en el modelo. Una comparación entre los Ensayos 2 y 5 mostraba una menor fluctuación en las estimaciones de reclutamiento de años recientes, cuando no se incluían los índices de BB de España para las edades 1, 4 y 5 en el VPA, debido a una falta de ajuste (**Figura 14**).

Elección de ponderación del índice: una comparación de los Ensayos 5 y 6 muestra que utilizar la elección de ponderación de índice (varianza inversa o ponderación equivalente) tiene poca repercusión

en los resultados de la evaluación (**Figura 14**). Una comparación de los Ensayos 2 y 3, que no se expone aquí, también produjo resultados similares.

Elección de la matriz de captura: una comparación de los Ensayos 6 y 8 muestra que la utilización de una matriz de captura alternativa (con exceso y escasez de información) tiene escaso impacto sobre los resultados globales de evaluación (**Figura 14**). Sin embargo, la matriz de captura alternativa se tradujo en un esquema de selectividad diferente para el reciente período temporal.

Restricciones relativas a cambios en la selectividad: mayor impacto tuvieron las restricciones sobre el volumen de variación permitido para la selectividad por clases de edad en el reciente período temporal tuvieron un mayor impacto. Cuando se utilizaba la “restricción” para penalizar grandes variaciones (Ensayo 9 en relación a Ensayo 5), las estimaciones de SSB en años recientes variaban considerablemente, como ocurría con la estimación de la amplia clase anual de 1994 (**Figura 14**).

Supuestos sobre los ratios de F: el Grupo ensayó varias alternativas para estimar los ratios de F a lo largo del tiempo. Los resultados de estas pruebas (que no se ofrecen en este informe) sugieren que los datos no proporcionan la información suficiente para poder estimar los ratios de F, y por tanto, éstos se fijaron en 1.0 para todos los Ensayos. En la evaluación de 1998 se había alcanzado la misma conclusión.

Análisis retrospectivos: se llevaron a cabo análisis retrospectivos para diferentes Ensayos, eliminando un año cada vez, y reajustando el modelo con el mismo conjunto de supuestos. Todos los Ensayos examinados mostraron importantes esquemas retrospectivos, especialmente para las clases de mayor edad. La **Figura 15** muestra los esquemas en las estimaciones de SSB obtenidos para los Ensayos 5, 9 y 12. Los esquemas retrospectivos para los Ensayos 2 y 3, que no aparecen en este documento, fueron incluso más rigurosos. Se realizó un “ajuste” retrospectivo para estos Ensayos, a saber: primero se calculó un vector de F por clases de edad a partir del valor medio de F por clases de edad para el período 1996-1999; después, se llevó a cabo un VPA sin calibrar, dependiendo de este vector F y la matriz de captura por clases de edad. Las SSB ajustadas también se muestran en la **Figura 15**.

Resumen de los resultados

Ninguno de los Ensayos se comportó particularmente bien, aunque algunos ajustes eran superiores a otros. Los resultados de los Ensayos 5, 9 y 12 se exponen aquí como representativos del rango de los “mejores” resultados obtenidos por el Grupo. Si bien se consideró que estos tres conjuntos de resultados eran superiores a los otros (por ejemplo, Ensayos 1, 2 y 3), El Grupo no disponía de base para establecer una distinción entre ellos. La **Figura 16** muestra los ajustes a las series de CPUE empleadas en los Ensayos 5, 9 y 12. Una de las principales diferencias observadas se refería a que el Ensayo 5 se ajustaba con mayor proximidad a la fuerte proporción relacionada con la clase anual de 1994 que los Ensayos 9 o 12. En general, sin embargo, todos los ajustes mostraron esquemas no deseados en los residuales.

La **Figura 17** resume los resultados de los Ensayos 5, 9 y 12 en términos de tamaño del stock y mortalidad por pesca de peces pequeños y grandes; la **Figura 15** aporta los resultados de estos tres Ensayos en términos de SSB, y las **Tablas 16 y 17** muestran el tamaño estimado del stock y matrices de mortalidad por pesca. En todos los casos, los resultados se facilitan con y sin el esquema de ajuste retrospectivo que más arriba se explica.

Los resultados de esta evaluación muestran tendencias que son similares a las estimadas en 1998. Sin embargo, los nuevos resultados son más optimistas en términos de agotamiento actual: el ratio SSB_{1997}/SSB_{1970} estimado en 1998 era de 0.19, mientras que el ratio SSB_{2000}/SSB_{1970} estimado en los Ensayos 5, 9 y 12 era de 0.86. La evaluación actual indica que la mortalidad por pesca de los peces de mayor edad se incrementó considerablemente después de 1993, y que el número de peces de mayor edad ha sufrido una disminución. Sin embargo, parece que el nivel de reclutamiento sigue siendo alto.

En conjunto, parece que la evaluación del stock este sigue ampliamente las pautas de los índices disponibles de CPUE y de los supuestos de modelación. Sobre la base de únicamente los índices de modelación, se obtendrían conclusiones similares acerca del estado del stock, como más arriba se indica. Si la CPUE estandarizada de cebo de España hace un seguimiento atento de la abundancia de peces pequeños para la totalidad del stock este, el examen visual de las series de CPUE sugiere que el reclutamiento es variable sin una tendencia obvia. Asimismo, si la CPUE de palangre de Japón hace un seguimiento cuidadoso de la abundancia de peces grandes para todo el stock este, un examen visual del índice sugeriría un declive en la abundancia de peces de 8+ entre 1975 y principios de los años 90, seguido de un único período de mayor estabilidad. El índice de CPUE de almadra de España sugiere un cambio unidireccional poco claro en la abundancia de atún rojo 6+. Por tanto, se debe tener en cuenta que las conclusiones de este ejercicio de evaluación vienen impuestas por los índices de CPUE disponibles. Las conclusiones acerca del reclutamiento relativamente estable (pero variable), y sobre las recientes tendencias en la biomasa reproductora, dependen en gran medida de la adaptabilidad de estos índices dependientes de la pesquería como medidas de abundancia global.

7.2 Estado del stock – Oeste

Se realizaron pruebas sobre las variaciones de Continuidad, Base, F-Ratio, Varianza en la Ponderación y Variaciones en la definición de Stock. A menos que se indique lo contrario, los resultados se referirán al Caso Base.

Diagnósticos

Estadísticos. La **Tabla 18** facilita un resumen de los AIC, AIC_C y valores p de las estadísticas de discrepancia “chi-cuadrado” de los cuatro métodos de ponderación alternativos,. El AIC y el AIC_C mostraron diferencias similares entre los distintos métodos de ponderación. En consecuencia, sólo se mencionarán aquí los valores de AIC_C. El método de ponderación equilibrada presentó el AIC_C más bajo, de 13.43. El método adicional de variación única presentó el siguiente AIC_C más bajo, de 15.85. La escala de desviación arrojó un valor de 20.05 y la variación adicional por series dio un 28.82. Estos resultados sugieren que para el Caso Base, se debería seleccionar el modelo de ponderación equilibrada.

Los valores p del análisis de las estadísticas de discrepancia “chi-cuadrado” para cada uno de los dos métodos de ponderación constituyen un rango intermedio entre 0.19 para una ponderación equivalente, y 0.41 para variaciones adicionales por series. Por lo tanto, no es posible rechazar la hipótesis nula de que los datos de CPUE están poco dispersos o demasiado dispersos en relación la función de probabilidad lognormal que se aplica a los diversos métodos de ponderación. También se muestran los valores de las estadísticas de discrepancia “Chi-cuadrado” para cada método de ponderación y series de CPUE (**Tabla 18**). Los valores P para las series individuales de CPUE no se pueden calcular debido a los insuficientes grados de libertad por series. Se puede observar, sin embargo, que en algunas de las series de CPUE, la discrepancia “Chi-cuadrado” varía considerablemente entre los métodos de ponderación y, tal como se esperaba, tiende a ser menor para la variación adicional por series donde se calcula la mayor parte de los parámetros. Esto indica que los diferentes métodos de ponderación tenderán a ponderar de forma diferente las distintas series de CPUE.

Con respecto a los dos métodos alternativos de variación adicional, también se llevó a cabo una prueba de verosimilitud de ratios para evaluar la hipótesis nula de que un período adicional único y una variación única se tradujeran en un ajuste satisfactorio del modelo a los datos, y que incluir un período de variación adicional para cada serie no mejoraba significativamente el ajuste del modelo a los datos. El test estadístico de 17.54 (-2 (LogL de modelo simple – LogL de modelo complejo) era inferior al valor crítico de Chi-cuadrado = 19.68 ($\alpha = 5\%$, $df = 11$). Por lo tanto, de los dos modelos de variación adicionales, el modelo de variación adicional simple es más adecuado. No obstante, no se seleccionó ninguno para el Caso Base.

La **Figura 18** ofrece la representación gráfica de los índices de CPUE para cada serie de CPUE junto con la CPUE pronosticada por el modelo, dentro del modelo del Caso Base (ponderación equivalente). La **Figura 18** también muestra resúmenes de las tendencias temporales en estimaciones de SSB, reclutamiento, ratios de F_{10+}/F_9 y otras cantidades, gráficos de coeficientes de autocorrelación parcial, gráficos de CPUE observadas *versus* CPUE pronosticadas, e histogramas del logaritmo natural de los residuales. Se halló una importante autocorrelación positiva ($\alpha = 0.05$) en un ACF parcial de un año para las series CAN GSL, JLL NW, ATL, Larvas, US RR <145, y US RR >195. A pesar de la autocorrelación positiva de estas series temporales, las tendencias globales parecen corresponderse con tendencias pronosticadas por el modelo. En total, unas ocho de las doce series de CPUE sugieren tendencias que se corresponden con las tendencias pronosticadas por el modelo (**Figura 18**). Éstas incluyen CAN GSL, JLL NW ATL, Larvas, US RR <145, US RR 66-114, US RR 115-144, Marcado, y US RR > 195.

De las series contemporáneas, las series de CPUE con los modelos de predicción CAN SWNS y US LL GOM, exhibían los desajustes más pronunciados con los modelos de predicción (**Figura 18**). Hay numerosos residuales positivos próximos al inicio de cada serie temporal. Los gráficos de CPUE observadas *versus* CPUE pronosticadas para estas series (**Figura 18**) también mostraban un comportamiento estadístico pobre, con rangos muy pequeños de valores pronosticados y rangos mucho más amplios de valores observados (**Figura 18**). Como consecuencia de las tendencias sistemáticas percibidas en los residuales, se llevó a cabo una prueba (véase más adelante) para evaluar la sensibilidad de los resultados de la evaluación de stock si se excluyera esta serie temporal de CPUE.

Para la mayor parte de las series de CPUE, los histogramas del logaritmo natural de los residuales de CPUE se encontraban demasiado dispersos como para poder detectar visualmente distribuciones anormales (**Figura 18**). La **Figura 18** también mostraba un histograma del logaritmo natural de los residuales de todas las series y un gráfico qq de residuales estandarizados *versus* cuantiles de la distribución normal estándar. No se podía rechazar la presunción de una distribución lognormal de los datos de CPUE basándose en una inspección visual de estos gráficos.

En la **Figura 19** se muestran las distribuciones de las estimaciones de peces de edad 10+ en 1970 (la cohorte más antigua estimada) y edad 4 en 2001 (la cohorte más joven estimada) a partir de quinientas réplicas paramétricas de “bootstrap”. Se muestra la media y las estimaciones puntuales de cada una. Se presenta la estimación de sesgo, estimación puntual menos la media (Efron 1982) – inferior al 2% para la clase anual de 1997, pero en torno al 16% para los números 10+ en 1970. Effort y Tibshirani (1993) sugieren que se puede hacer caso omiso del sesgo, sin temor a que surjan problemas, si éste es inferior al 25% del error típico. La estimación de 1997 no supera este umbral (<8% del error típico), mientras que la de 1970 de 10+ sí lo supera (40% de error típico). Las distribuciones son consistentes con los errores que se muestran (**Figura 20**).

Retrospectiva

Se completaron dos tipos de análisis retrospectivos. En el primer caso, se eliminó secuencialmente la información más reciente de índices de captura y abundancia del análisis del Caso Base, y se llevó a cabo una nueva ejecución del modelo. Este es el enfoque más común para los análisis retrospectivos de resultados VPA. Los reclutamientos son relativamente insensibles a la eliminación retrospectiva de datos. La SSB es más sensible, y no indica convergencia al retroceder en el tiempo; es la serie de datos más amplia que produce una biomasa más alta. De forma similar, las series más largas dan estimaciones inferiores de F_{8+} . Hay algunos indicios (**Figura 21**) de que las recientes tendencias descendentes que se estiman en SSB se convierten en menos apreciables según se dispone de mayor cantidad de datos; esta situación es similar a lo que se presentó en evaluaciones anteriores (SCRS/94/124).

Un segundo enfoque tomaba los resultados de las dos evaluaciones previas (1998, 2000) para la estimación y proyección de los dos stocks (a 2.500 t) y las comparaba con el actual Caso Base hasta 2005. La **Figura 22** muestra que SSB/SSB_{75} sigue una trayectoria correcta desde 1970 a 2001; las

proyecciones obtenidas de la evaluación de 1998 eran inferiores a las de la evaluación de 2000, comparadas con el actual Caso Base. Los esquemas retrospectivos para la edad 1 se comparan en las evaluaciones de 1994, 1996, 1998, 2000 y 2002. La **Figura 23** ofrece la visualización tradicional, y muestra que existe cierta tendencia a una sobreestimación a partir de la serie temporal más corta. La **Figura 24** muestra los mismos datos, pero en este caso se le unen las estimaciones de la fortaleza de la clase anual (reclutas de edad 1). En evaluaciones recientes, desde 1998 hasta la actualidad, se ha producido un esquema retrospectivo en las clases anuales de 1992-1995 que disminuyen en evaluaciones subsiguientes.

El efecto retrospectivo sobre las estimaciones de reclutamiento a partir de los análisis tradicionales, que se describen en el primer párrafo de este apartado, es mucho menor que el que se observa en la secuencia de análisis de evaluación retrospectivos. Esto hecho se atribuye principalmente a cambios en los datos, principalmente a la repetición de estimaciones de CPUE y a correcciones a la captura, en evaluaciones subsiguientes. No se puede realizar una comparación directa de esquemas retrospectivos de SSB entre los análisis retrospectivos consistentes y la comparación retrospectiva de las evaluaciones. Ello se debe a que estos últimos son índices relativos, SSB/SSB_{75} . Sin embargo, está claro que la mayor parte de los esquemas se debe a la respuesta de F-ratio a conjuntos de datos más cortos.

Ensayos de sensibilidad

Comparaciones entre el Caso Base y el Ensayo de Continuidad, el Ensayo de Índice Reducido y el Ensayo de F-ratio. La (**Figura 25**) (véanse también las **Tablas 19 y 20**) establece una comparación de los reclutas (edad 1), SSB y F_{8+} para el Caso Base, Ensayo de Continuidad, Ensayo de Índice Reducido y Ensayos de Ruta Aleatoria de F-ratio. Las estimaciones de reclutamiento eran bastante similares entre los cuatro ensayos. Las trayectorias temporales de SSB y F_{8+} eran similares (si bien más pesimistas en los años recientes) para el Caso Base, en comparación con los Índices de Continuidad y Ensayo de Índice Reducido, pero bastante diferentes al Ensayo de Ruta Aleatoria de F-ratio. La **Figura 26** muestra los ratios de F de estos ensayos, y la diferencia se debe claramente a este parámetro. Cuando se permitía al siguiente período reducido seguir una ruta aleatoria, descendía, desde 1982 aproximadamente a la mitad de la solución de reducción. Se estima el período 1974-1982 en bloque, y desciende al nivel de la ruta aleatoria. En el período de ruta aleatoria se aprecia una ligera tendencia descendente. El Grupo hizo la observación de que esta característica de la evaluación ya había sido observada y estudiada. Los resultados que se obtienen de permitir a la estimación de F-ratio una menor restricción (si bien con una restricción de la ruta aleatoria), muestran estimaciones bastante bajas de la F-ratio, que a su vez estima grandes cantidades de biomasa críptica (la fracción del stock que no está disponible a las pesquerías), una característica que se cree no es realista, en términos biológicos. El Grupo llegó a la conclusión de que los datos disponibles son poco informativos con respecto a la estimación de los F-ratios.

La comparación entre las definiciones de unidades de evaluación (1-2 vs. 1+2+3 –véase la **Figura 2**) se encuentra en las **Figuras 27 y 28**. Tal como se esperaba, una mayor suma de captura en años recientes incrementaba las estimaciones de reclutamiento e incrementaba la F_{8+} . Paradójicamente en cierto sentido, en los primeros años la suma de mayor captura se traducía en estimaciones inferiores de SSB, y después se les hacía concordar con el Caso Base. La causa de esta situación se examina en la **Figura 28**, en la cual el F-ratio se había constreñido al Caso Base. En este caso, la captura añadida del Área 3 conducía a estimaciones superiores de SSB en todos los años. Cuando se permite al F-ratio responder al tratamiento de los datos, convierte el stock reconstruido en otro que presenta una SSB más pequeña y más productiva.

Cuando se añade el Área 4 a 1, 2 y 3 (**Figura 29**) el Reclutamiento y F_{8+} se incrementan, tal como se esperaba. La respuesta de SSB a la captura adicional es siempre superior a 1+2, pero desciende por debajo de 1+2+3 en los primeros años.

La **Figura 30** muestra los ajustes del modelo de las series de CPUE de cada uno de los cuatro métodos de ponderación. Sólo había pequeñas diferencias en las tendencias pronosticadas por los distintos métodos de ponderación. Las diferencias en las series pronosticadas se ampliaban después de mediados los años 80 y algo más o de forma similar después de mediados los años 90. Las diferencias no parecían ser muy consistentes en las tendencias estimadas entre los diversos métodos de ponderación, si bien el método de variación adicional por series tendía a predecir valores ligeramente superiores y tendencias más optimistas, por ejemplo en las series US RR 66-114, US RR 115-144, US RR >195, y JLL NW ATL.

La **Figura 31** muestra el reclutamiento anual, SSB, y estimaciones de F_{8+} para los cuatro métodos de ponderación alternativos. Las estimaciones de reclutamiento son muy similares entre los métodos, pero divergen ligeramente a partir de mediados de los 90. Las estimaciones de SSB presentan la mayor diferencia al inicio de las series temporales estando la estimación más alta en torno al 30% por encima de la inferior. Aproximadamente después de 1980, las estimaciones de SSB pasaron a ser muy similares. Las estimaciones de F_{8+} eran muy similares a lo largo de la serie temporal, pero presentaban divergencias a finales de la década de los 90. Los resultados del Caso Base presentaban un grado intermedio con respecto a cada una de estas tres estimaciones. El método de variación adicional por series indica que los reclutamientos más altos se produjeron cerca del final de las series, el menor agotamiento de la SSB, y la estimación más baja de F_{8+} al final de la serie temporal. El método de desviación a escala indica, por el contrario, los reclutamientos más escasos al final de la serie temporal, la mayor disminución de SSB, y la F_{8+} más alta al final de la serie temporal.

Resultados

Resultados de la Evaluación para el Caso Base. La **Tabla 19** muestra una lista detallada de los resultados del Caso Base. Éstos incluyen la matriz estimada de las tasas de mortalidad por pesca, abundancia por clases de edad, stock y reclutamiento. La nueva evaluación de stock facilita resultados sobre el estado del stock similares a los de la evaluación de stock en 2000. Los niveles de reclutamiento recientes (1995-1998) estimados son superiores a la media estimada durante la última década y media. El reclutamiento más reciente estimado (1998) es de 151.000 t, el más alto durante este período, en torno al 220% de la media obtenida entre 1980 y 1994. Sin embargo, esta estimación más reciente en el reclutamiento es también la menos segura. El amplio reclutamiento estimado en 1995, que se obtuvo en la evaluación de 2000, permanece alto, no obstante, en 144.000 t.

La SSB estimado ha mostrado una tendencia decreciente desde 1997. La SSB en 2001 es de 5.024 t, que representa el 57% del nivel de 1997 y el 13% del nivel de 1995. La tasa de mortalidad por pesca estimada para el grupo 8+ en 2001 es de 0.41, la más alta desde 1970.

La percepción del estado del stock se mantiene igual que durante los últimos años, es decir, el reclutamiento ha permanecido bajo desde 1977, pero experimentó un considerable incremento desde 1995; la SSB declinó desde principio de los años 70. Las estimaciones del estado actual en relación a los niveles de referencia basados en el RMS son indicativas de un recurso sobreexplotado, especialmente con respecto al escenario de fuerte reclutamiento (Apartado 8.1).

7.3 Modelos de mezcla

El ensayo del modelo 2-BOX de no mezcla (Ensayo 0, **Figuras 32 y 33, Tabla 21**) era muy similar a las evaluaciones de un solo stock para los stocks este y oeste (Apartados 7.1 y 7.2), confirmado de esta forma que el modelo 2-BOX estaba adecuadamente especificado. De acuerdo con el AIC, el modelo de no mezcla se ajusta a los datos de CPUE mejor que cualquier otro de los modelos de mezcla (**Tabla 21**), pero el cálculo de AIC no tiene en cuenta la información de estudios de marcado. De los modelos de mezcla, el que presenta los factores ascendentes con la edad, $\tilde{T}_e$ y $\tilde{T}_w$, es el que mejor se ajusta a los datos. El reclutamiento total de ambos stocks era similar aplicando

cualquiera de los modelos de mezcla (**Figura 32e**), aunque los modelos de mezcla estimaban una mayor biomasa total del stock reproductor a principios de la serie temporal (**Figura 32f**).

Ninguno de los escenarios de mezcla (Ensayos 1-4, **Figuras 32-35** y **Tabla 21**) variaban sustancialmente del caso de no mezcla para el stock del Atlántico este, excepto en que la biomasa del stock reproductor durante los tres años últimos era ligeramente inferior con mayor migración.

Todos los escenarios de mezcla estimaban una mayor biomasa de stock reproductor en el stock occidental, y también una menor disminución proporcional entre 1970 y 2000, relativa al ensayo de no mezcla. Los ensayos con constantes $\tilde{T}_e$ y $\tilde{T}_w$ a través de las edades, mostraron tendencias prácticamente idénticas en la biomasa del stock reproductor occidental (Ensayos 1, 2 y 4, **Figura 32c**). Sin embargo los reclutamientos estimados eran bastante variables, con mayor variabilidad en los ensayos con $\tilde{T}_w$ (por ejemplo, el Ensayo 4, **Figura 32g**). Todos estos ensayos estimaban reclutamiento cero en algunos años.

De los escenarios de mezcla, el que presenta $\tilde{T}_e$ y $\tilde{T}_w$ que se incrementa con la edad (Ensayo 2, **Figuras 32 y 34**) estimó la biomasa de stock reproductor más alta del stock occidental. Esto se debía aparentemente al hecho de que el modelo estimaba que los ratios F_{10}/F_9 diferían notablemente entre el ensayo con $\tilde{T}_e$ y $\tilde{T}_w$ que se incrementaba con la edad, y los ensayos con $\tilde{T}_e$ y $\tilde{T}_w$ constantes (**Figuras 33-35**). Esto podría deberse a diferencias en el ajuste de los índices de peces juveniles, dependiendo de si los peces juveniles migran (**Figura 36**).

Basándose en estos resultados, el Grupo llegó a la conclusión de que la migración podría influir en el estado y potencial recuperación del stock occidental, pero que tenía un efecto menor sobre el stock oriental. Este resultado es coherente con los modelos de mezcla en seis áreas que se presentan en los documentos SCRS/2992/88 y SCRS/02/87. Se requiere realizar más estudios para determinar cómo modelar adecuadamente la migración. Los temas que preocupan son el efecto de los supuestos de la F terminal y la determinación de la edad de los peces en regiones donde se mezclan los stocks y, por supuesto, datos idóneos para estimar las tasas de migración o los porcentajes de solapamiento.

8 Proyecciones

8.1 Proyecciones – Este

Especificaciones para el Este

Las proyecciones para el stock este se basan en los Ensayos 5, 9 y 12 tras el ajuste de sus esquemas retrospectivos, tal como se describe en el Apartado 7.1. Las proyecciones en 1998 se llevaron a cabo empleando varios escenarios de captura y esfuerzo futuros, para examinar las tendencias en las trayectorias que abarcan los próximos 10 años, y para ofrecer indicaciones de los rendimientos más probables. En 2002, el conocimiento de la escasa calidad de muchas de las informaciones (Apartado 4, principalmente en los datos de captura) y la sensibilidad de los resultados a los supuestos de modelación, dificultaban la fiabilidad de las proyecciones a corto plazo, y convertían en poco fiables los cálculos de rendimiento sostenible, y por lo tanto, no se presentaron resultados a corto plazo. Por este motivo, el Grupo decidió realizar únicamente escenarios de proyecciones a largo plazo, y comparar los rendimientos actuales (es decir, tanto de la captura oficial como de la alternativa) al rendimiento sostenible en condiciones de equilibrio (por tanto, la proyección consistía básicamente en un análisis de rendimiento por recluta).

Relación stock-reclutamiento: se asumió que el reclutamiento previsto tendría una media de distribución logarítmica normal de errores, variaciones de la media y autocorrelación estimadas a

partir del reclutamiento del período 1980-1997, como mostraba cada prueba retrospectiva ajustada, y se asumió que era independiente del tamaño del stock. Es el mismo procedimiento utilizado en 1998. La elección del rango anual es arbitraria y se eligió principalmente para realizar una escala de las proyecciones con respecto a las magnitudes observadas en el pasado reciente. Por lo tanto, las proyecciones son comparables a las cantidades estimadas a partir de una base por recluta.

Tamaño actual de la población. Corresponde al tamaño de la población en 2000, obtenido de cada uno de los ensayos retrospectivamente ajustados.

Selectividad por clases de edad. Se asumió que era igual al vector de selectividad de la mortalidad por pesca en 2000, retrospectivamente ajustada. Además, se investigó un escenario de captura teórico que ilustraba el efecto de la captura de sólo peces maduros, estableciendo la mortalidad por pesca igual a cero de todas las edades inferiores a cinco (años). Este último esquema de selección tenía por objetivo investigar la sensibilidad de las proyecciones respecto a un esquema de selección extremadamente hipotético, según el cual no se capturaban peces juveniles.

Peso por clases de edad. Se asume que es igual a los pesos por clases de edad en 2000.

Mortalidad natural. Se asumió que era igual a los valores específicos de la edad empleados en las evaluaciones de 1998 y 2002 (es decir, como el atún rojo del Sur).

Capturas en el futuro. Se realizaron proyecciones para una serie de niveles de esfuerzo constantes, correspondientes a un multiplicador en el vector de selectividad (es decir, 0.9, 1.0 y 1.1). Las edades de referencia para informar sobre la mortalidad por pesca eran 5 y 6.

Resumen

Todas las proyecciones están condicionadas al nivel de reclutamiento esperado; si el reclutamiento futuro es superior o inferior a este nivel, las futuras capturas y biomásas de los stocks reproductores serán a su vez superiores o inferiores. Los resultados se resumen en la **Tabla 22** y **Figura 37**.

Al nivel actual de esfuerzo de pesca, a largo plazo la biomasa del stock reproductor estará entre 58.000 y 73.000 t, y el rendimiento a largo plazo entre 23.500 y 24.600 t. En referencia a 1970, la biomasa a largo plazo representará del 27% al 35% de la biomasa del stock reproductor de 1970, y la actual biomasa, entre el 72% y el 87% del nivel de 1970. La biomasa a largo plazo también representa un cambio, del 57% al 64% en relación al nivel de 2000

La F se encuentra actualmente entre 1.8-2.4 veces F_{MAX} y, dado que la mortalidad por pesca es en la actualidad muy superior a F_{MAX} , una disminución del 10% en el esfuerzo pesquero se traduciría en un sustancial incremento en el rendimiento que se espera obtener a largo plazo y en la SSB, como resulta evidente de las curvas de rendimiento y de reproductor por recluta. De forma similar, cambios en los esquemas de selección que reducen la mortalidad por pesca de juveniles incrementarán de manera sustancial tanto el rendimiento como la biomasa del stock reproductor que se esperan obtener.

Los rendimientos sostenibles a largo plazo para los diferentes ensayos son similares, mientras que el reciente rendimiento en el ensayo 12 (con la matriz de captura alternativa) no lo es, lo que implica que las diferencias son superiores al considerar los escenarios de captura alternativos.

Conclusiones

A pesar de las distintas percepciones de la dependencia del stock en los supuestos realizados acerca de la captura y series de CPUE, el rendimiento sostenible a largo plazo (que se encuentra en torno a 25.000 t) y la SSB (58.000 t a 73.000 t) no difiere de forma sustancial, al considerar el *status quo* de la mortalidad por pesca. La mayor diferencia se produce cuando hay un cambio importante de

F, bien para el conjunto de la población o para parte de ella (es decir, cambio en el esquema de selección).

8.2 Proyecciones – Oeste

Especificaciones

Las proyecciones para el stock oeste (Caso Base y Áreas 1+2+3) se basaban en réplicas de bootstrap de la mortalidad por pesca por clases de edad, y en matrices de números por clases de edad para las correspondientes evaluaciones (12 índices; ponderación equivalente). Al recordar sus debates en el Apartado 6 respecto a la posibilidad relativa de que la mayoría de los animales en las Áreas 3 y 4 correspondieran al stock oeste, el Grupo acordó llevar a cabo proyecciones de evaluación que abarcaran las áreas 1, 2 y 3, pero no las que abarcaran la totalidad de las Áreas 1-4. Las especificaciones técnicas completas sobre las proyecciones se incluyen en **Apéndice 5**.

Relación stock-reclutamiento. La evaluación de 2000 tenía en cuenta dos escenarios (reclutamiento escaso y reclutamiento abundante), con respecto a la naturaleza de la relación stock-reclutamiento. El Grupo acordó que nuevamente se realizarían proyecciones para estos dos escenarios, dada la incertidumbre respecto a la verdadera conformación de la relación stock-reclutamiento. Se considera que estos dos escenarios representan los límites razonables inferior y superior (pero no extremos) de reclutamiento durante el período de recuperación. El escenario de reclutamiento escaso (LRS) se basa en el supuesto de que la media de los niveles de los futuros reclutamientos (abundancia de edad 1) no excederá de los que se han observado durante los 22 años transcurridos desde 1976, mientras que el escenario de reclutamiento abundante (HRS) asume que la media de los niveles de reclutamiento se incrementará hacia los niveles de reclutamiento observados a comienzos de la década de los 70, una vez se haya reconstituido suficientemente el tamaño del stock reproductor.

Se modelaron los escenarios de reclutamiento escaso y abundante mediante la relación stock-reclutamiento con curvas estriadas (“2-line”) y Beverton Holt, respectivamente (véase la **Figura 38** para los ajustes de la evaluación del Caso Base). Esto resulta coherente con el enfoque empleado para realizar las proyecciones en las dos últimas evaluaciones.

La relación stock-reclutamiento con curvas estriadas (“2-line”) implica un crecimiento lineal en el reclutamiento desde el origen hasta un nivel “pívor” de tamaño del stock reproductor, por encima del cual el reclutamiento es independiente del tamaño reproductor del stock. El tamaño “pívor” del stock reproductor se define como la media del tamaño del stock reproductor durante 1991-1995. También se aplicó esta definición en la evaluación de 2000, y retoma el intento original de que el tamaño “pívor” del stock reproductor suponga un nivel por encima del cual el reclutamiento parece ser relativamente independiente del tamaño del stock reproductor. El nivel constante de reclutamiento se define como la media geométrica de reclutamiento durante los años 1976-98, un período durante el cual el reclutamiento se mantuvo relativamente constante. Este enfoque para calcular el nivel constante de reclutamiento difiere del que se aplicó en 2000 para definir este nivel de reclutamiento, que implicaba el ajuste de la relación stock-reclutamiento con curvas estriadas (“2-line”) mediante la teoría de máxima verosimilitud. Los análisis indican que el enfoque empleado en 2000 era, como se esperaba, más optimista, pero insignificante en esta ocasión.

El reclutamiento previsto en un escenario de reclutamiento escaso es superior al de un escenario de fuerte reclutamiento para tamaños de stock reproductor entre 3000 t y 11000 t. Se estima que el tamaño actual del stock reproductor se encuentra en este rango.

La relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt se ajustó a las estimaciones del tamaño del stock reproductor y de reclutamiento para 1971-98 (clases anuales 1970-97⁴) mediante el método de máxima

⁴ Se alcanzó un acuerdo común para definir “reclutamiento” como el número de peces de edad 1, y “fortaleza de la clase anual” como el número de peces de edad 0. El “reclutamiento” por año y es por tanto la misma cohorte que la clase anual por el año $y-1$.

verosimilitud, si bien, como en evaluaciones anteriores, el asíntote de la relación stock-reclutamiento se redujo para que no excediera del reclutamiento medio durante 1970-74 (las clases anuales 1969-73).

El Grupo acordó establecer la ampliación de la variabilidad en el reclutamiento, s_R , para cada réplica de bootstrap, equivalente a las estimaciones de probabilidad máxima, a menos que esta estimación fuera inferior a 0.4, en cuyo caso s_R se igualaría a 0.4. Evaluaciones anteriores tomaban en cuenta la auto-correlación ($r = 0.5$) en las desviaciones de la relación stock reclutamiento de Beverton-Holt. Sin embargo, los ajustes de las dos relaciones stock-reclutamiento para la evaluación del Caso Base (**Figura 39**) no indicaban evidencias de una auto-correlación significativa en años recientes. Los residuales referentes a la relación de stock-reclutamiento de Beverton-Holt presentan una tendencia ascendente a partir de un amplio valor negativo en 1977 hasta un valor positivo en 1988, tras el cual los residuales no muestran una tendencia clara. Por lo tanto, las proyecciones se llevaron a cabo bajo el supuesto de que las desviaciones futuras respecto al stock-reclutamiento eran independientes.

Tamaño actual del stock. Los valores de reclutamiento a partir de VPA para 1999-2001 fueron reemplazados con valores generados a partir de la relación estimada de stock-reclutamiento, base de la proyección (para LRS y HRS). Se hizo un nuevo cálculo de los números y mortalidad por pesca por clases de edad para las edades 1-3 a comienzos de 2001, mediante la proyección directa de estos reclutamientos generados en las capturas por clases de edad conocidas, para las clases anuales 1998-2000.

Reclutamiento parcial. El reclutamiento parcial (que combina los efectos de la selectividad del arte y la disponibilidad de los peces por edad) se calculó a partir de los valores geométricos medios normalizados (reclasificados) de la mortalidad por pesca por clases de edad para los años 1997-99.

Capturas en el futuro. Se asumió que, para 2002, las proyecciones del Caso Base igualaban al TAC de 2002 en 2500 t, mientras que para las proyecciones basadas en las Áreas 1, 2 y 3 eran de 3772 t (2500 t para las Áreas 1+2, y la media de captura en 1999-2001 para el Área 3 (1272 t)). Con respecto a los años posteriores a 2002, se continuaron las proyecciones aplicando diversos niveles de captura constante hasta el punto de que tales capturas constantes fueran coherentes con la abundancia de la población. A este efecto, se redujo la F finalmente seleccionada, para que no excediera de 3yr^{-1} .

Niveles de referencia de la biomasa. Se expresó el tamaño previsto del stock reproductor en relación al tamaño del stock reproductor asociado a RMS (es decir, B_{RMS}) para el escenario idóneo de reclutamiento, y la SSB de 1975. Se utilizó B_{RMS} como nivel de referencia para la recuperación, porque ése es el objetivo del actual Programa de Recuperación. La SSB de 1975 se utilizó como nivel de referencia, dado que se había asumido como objetivo de la recuperación en diversas evaluaciones anteriores, en los casos donde se había sugerido como indicador indirecto de B_{RMS} .

Resultados

Áreas 1 y 2

Se presentaron las proyecciones como medianas (50° percentil) y 10° y 90° percentiles de 500 ejecuciones de programa. La biomasa de stock reproductor prevista (SSB) se expresó de tres formas para cada uno de los dos escenarios de reclutamiento (LRS y HRS): en números absolutos, en relación a la SSB de 1975, y en relación con la estimación adecuada de B_{RMS} (designado SSB_{RMS}). En la **Figura 40** se presentan los resultados de los valores medios a partir de ejecuciones de “bootstrap” que empleaban capturas futuras constantes entre 0 a 5.000 t para la evaluación del Caso Base. Los niveles de captura constantes hasta alcanzar un nivel de 3.000 t se tradujeron, en cierto grado, en recuperación del stock. A una captura constante de 5.000 t, se pronosticó la extinción del stock en torno al 2012, según ambos escenarios de reclutamiento. No se hicieron proyecciones de niveles de captura constante entre 3.000 y 5.000 t. Para el escenario de reclutamiento escaso, todos los niveles de capturas

inferiores o iguales a 3.000 t se traducían en una recuperación al nivel de B_{RMS} asociado antes del año 2018, mientras que los niveles de captura inferiores a 2.300 t resultaban en la recuperación de la SSB de 1975 en torno al 2018 (**Tabla 23**). En cuanto al escenario de fuerte reclutamiento, los niveles de captura inferiores a 1.500 t se traducían en la recuperación al nivel de B_{RMS} asociado, mientras que todos los niveles de captura inferiores o iguales a 2.700 t resultaban en la recuperación a nivel de la SSB de 1975 en torno a 2018.

Sólo hay diferencias de escasa entidad entre los valores medios de “bootstrap” y las estimaciones puntuales determinísticas de RMS , B_{RMS} , F_{RMS} , F_{2001} y los ratios entre ellos (**Tabla 23**). También son escasas las diferencias entre las proyecciones basadas en actuaciones de “bootstrap” paramétricos y no paramétricos de los datos de evaluación.

Para el LRS, las proyecciones estiman que una captura constante de 3.000 t por año tiene la probabilidad de un 83% de recuperación al B_{RMS} asociado alrededor del año 2018 (**Tabla 23**). Aún más, se estima que con una captura constante de 2300 t por año se tendría una probabilidad del 45% de conseguir la recuperación, en torno a 2018, al tamaño del stock de 1975. Para el HRS, se estima que una captura constante de 2.700 t por año habría una probabilidad del 52% de conseguir la recuperación al tamaño del stock de 1975, y con una captura anual constante de 1500 t se estima que la oportunidad de alcanzar la recuperación al nivel de B_{RMS} asociado en 2018 sería del 47%.

El Grupo expresó su preocupación por la influencia de las estimaciones de reclutamiento para las clases anuales recientes sobre los resultados de las proyecciones. Se consideró que las tres estimaciones de reclutamiento más recientes eran poco fiables y, como en evaluaciones anteriores, fueron sustituidas en las proyecciones por valores generados a partir de las relaciones de stock-reclutamiento. Como test de sensibilidad, el procedimiento de sustitución se amplió retrospectivamente otros dos años (es decir, para sustituir las estimaciones de las clases anuales de 1996 y 1997 por valores generados a partir de la relación de stock-reclutamiento, y para excluir estas clases anuales al estimar los parámetros de las relaciones stock-reclutamiento). Las estimaciones de B_{RMS} varían para este test de sensibilidad (inferiores para el LRS y superiores para el HRS). La exclusión de las clases anuales de 1996 y 1997 lleva a un ligero retraso en la recuperación del tamaño del stock reproductor, y por tanto, hay menos probabilidades de recuperación a unos niveles dados de captura constante (**Figura 41**). Sin embargo, en cualquier caso, se prevé un incremento en la población, a menos que se produzca un gran incremento en la captura.

Áreas 1, 2 y 3

También se efectuaron proyecciones para el escenario en el cual se establece un TAC para las Áreas 1, 2 y 3, y que esta zona contiene sólo animales del stock oeste. Los resultados de la evaluación de este escenario (ver Apartado 7.2) mostraron un stock más pequeño pero más productivo (en términos absolutos) en comparación con el Caso Base. Por tanto, cabría esperar que las proyecciones ofrecieran resultados algo más optimistas. En ambos escenarios de reclutamiento, una captura futura constante de 4.000 t lleva a la extinción del stock en torno al 2025 (**Figura 42**). Para el LRS, una captura futura constante de 4.000 t lleva a una probabilidad estimada en el 46% de lograr una recuperación que alcanzaría el tamaño del stock de 1975 alrededor del año 2018, mientras que una captura futura de 5.000 t se corresponde con un 42% de probabilidad de recuperación al B_{RMS} hacia el 2018 (**Figura 42** y **Tabla 24**). En cuanto al HRS, las capturas de 4.000 t o menos llevan a una recuperación del B_{RMS} con una probabilidad superior al 50% en torno al 2018, y una captura de 5.000 t se correspondería con una probabilidad estimada del 43% de recuperación a los niveles del tamaño del stock en 1975 alrededor de 2018 (**Figura 42**).

General

Efectos de la elección del escenario de reclutamiento. En comparación con el HRS, los resultados del LRS indicaban un potencial de recuperación inferior del stock, y una estimación inferior de B_{RMS} . En consecuencia, con el LRS, podría ser relativamente más sencillo alcanzar la recuperación hasta el

correspondiente B_{RMS} , pero se presentarían mayores dificultades para esta recuperación si se fija un objetivo superior que sea independiente de la relación stock-reclutamiento, tal como SSB_{1975} . Estas comparaciones se destacan en las **Figuras 40 y 42**.

Efecto del nivel de biomasa empleado como un punto de referencia para la recuperación. Esta elección, tanto si se trata de calcular en términos de recuperación de la SSB en 1975 como de una estimación de B_{RMS} , depende de los parámetros de la relación stock-reclutamiento, pero no presenta un gran impacto en términos de sostenibilidad de los niveles de captura que aquí se estudian. La elección de esta medida es importante, no obstante, en cuanto al programa de recuperación en términos temporales..

Comparación de los niveles de referencia de la biomasa entre esta evaluación y la evaluación de 2000. Los niveles de referencia de la biomasa en la evaluación actual (**Tabla 23**) son similares a los que se emplearon en la evaluación de 2000 (Tabla 10a del Informe Detallado 2000). Cabe esperar esta situación, ya que la adición de los nuevos datos de captura y de los índices de abundancia revisados tiene escasa repercusión en los resultados (ver el ensayo de continuidad, **Figura 26**), y las especificaciones de la evaluación del Caso Base son muy similares.

9 Recomendaciones

9.1 Investigación y estadísticas – Este

El Grupo examinó y apoyó las recomendaciones sobre investigación y estadísticas presentadas en la Sexta Reunión CGPM-ICCAT (SCRS/2002/10).

- 1) El Grupo continúa recomendando a la Comisión que se asegure de que se facilita a la Secretaría de ICCAT datos fiables sobre captura, esfuerzo, y tamaño en el formato requerido, a una escala tan fina como sea posible. Se considera que estas obligaciones constituyen el estándar mínimo, ya que aparecen claramente expuestas en el Convenio de ICCAT, el Código de Conducta de FAO para una Pesca Responsable, así como en el Acuerdo sobre la Implementación de las Disposiciones del Convenio sobre el Derecho del Mar, de Naciones Unidas, de 10 de diciembre de 1982, con relación a la Conservación y Ordenación de Poblaciones de Peces Transzonales y Altamente Migratorios
- 2) La considerable incertidumbre acerca de las capturas se ha incrementado aún más, debido a: 1), un probable incremento en el nivel de las capturas no comunicadas después de la imposición del régimen de cuotas, y 2), el desarrollo de granjas para el atún rojo. El Grupo está particularmente preocupado por la falta de capacidad para hacer un seguimiento preciso de las capturas, las capturas por clases de talla, origen de las mismas, y el esfuerzo de pesca ejercido sobre los peces mantenidos en jaulas en las granjas. El Grupo recomienda que se realicen esfuerzos para implementar las mejoras sugeridas durante la Sexta Reunión CGPM-ICCAT (SCRS/2002/010), tales como situar observadores a bordo y realizar un seguimiento de las jaulas, ampliación y modificación del DEAR para peces vivos, y reforma de los cuadernos de pesca para que incluyan detalles sobre los peces transferidos a jaulas.
- 3) Las sustituciones de los datos de talla empleados para el cálculo de tablas de captura por clases de talla necesitan ser revisadas con relación a los años anteriores a 1998. También deberá verificarse la calidad de los datos de talla (tamaño de la muestra) presentados, ya que se han detectado algunos casos de niveles de extrapolación importantes. Además, se debe comprobar el procedimiento que se emplea para determinar la edad de las capturas (método de selección del punto de corte por edad). En consecuencia, se recomienda celebrar una reunión exploratoria de datos para el atún rojo en el Atlántico este y el Mediterráneo antes de la próxima evaluación de stock.

- 4) El Grupo reconoce las mejoras aportadas por el Proyecto FAO-COPEMED en cuanto a estadísticas e investigación en el Mediterráneo, y recomienda proseguir estas actividades en el futuro.
- 5) Se deberían recolectar y analizar datos precisos sobre captura, esfuerzo, y talla de los nuevos artes de pesca que reemplazarán a la pesquería de redes de deriva en el Golfo de Vizcaya (PS y arrastre pelágico) con el objetivo de investigar el impacto sobre el stock de atún rojo del este.
- 6) Además de la necesidad de mejorar las estadísticas de captura básicas, el Grupo continúa apoyando la investigación centrada en la fidelidad al lugar de desove, rutas migratorias, y mezcla. En consecuencia, se recomienda reforzar las actividades de marcado, especialmente con marcas archivo y *pop-up* por satélite, así como estudios sobre la microquímica de los peces, tanto juveniles como adultos, en el Atlántico este y el Mediterráneo
- 7) Se debería continuar e impulsar la recolección de datos independientes de la pesquería sobre la abundancia de atún rojo mediterráneo, mediante prospecciones larvares y aéreas, con el fin de desarrollar índices a largo plazo independientes de la pesquería, para evaluaciones de stock.
- 8) Se recomienda estudiar más extensamente la estandarización del índice de CPUE por edad de las almadras españolas.
- 9) Se deberían examinar las series de CPUE de Taipei Chino, con el objetivo de poder utilizarlas en las próximas evaluaciones, y estudiar también la posibilidad de realizar un análisis conjunto con las series de Japón para obtener un índice combinado.
- 10) El Grupo expuso su preocupación por la aplicación de las diversas metodologías empleadas para estandarizar los índices de CPUE. Deberían estudiarse los efectos de estas estandarizaciones en la modelación de las evaluaciones antes de la próxima evaluación de stock.
- 11) Los CV de la estandarización de la CPUE de GLMM podrían estar menos sesgados si se obvia la correlación espacial. Entonces, los CV en el VPA serían menores de lo que deberían ser. Probablemente, esto explicaría la falta de ajuste en el modelo VPA. Se deberían realizar análisis ulteriores sobre este tema.
- 12) Llevar a cabo análisis ulteriores para investigar la posibilidad de que existan zonas de desove en el Mediterráneo central y este.
- 13) Se recomienda actualizar los parámetros biológicos y proceder a realizar nuevos estudios sobre crecimiento, madurez, fecundidad y otra información biológica, para estar en condiciones de poder emplearlos en la próxima evaluación, y aclarar las diferencias existentes en estos parámetros biológicos entre los stocks este y oeste.

9.2 Investigación y Estadísticas – Oeste

El Grupo reconoció que, debido a la disminución de recursos, los científicos de los centros responsables no siempre podían incluir las prioridades en materia de investigación. No obstante, el Grupo considera que las recomendaciones expuestas a continuación se refieren a temas prioritarios que requieren atención, e insta a investigar en esas áreas:

- 1) Al examinar la utilidad de las series de CPUE para su posible inclusión en el modelo de población, el Grupo reconoció que era necesario que el Grupo de Trabajo sobre Métodos examine métodos para desarrollar, estandarizar y evaluar la utilidad de las series de CPUE como índices de abundancia. En particular, es preciso prestar atención a las condiciones que

deben tratarse como efectos aleatorios, en enfoques que utilizan esa metodología, y a los diagnósticos que podrían utilizarse para comprobar que el supuesto de condición de aleatorio es razonable.

- 2) En los análisis relacionados con las capturas cero en los datos de CPUE, un procedimiento común consiste en añadir una constante de aproximadamente el 10% del valor medio a todos los datos de CPUE y obtener el logaritmo natural del resultado (por ejemplo SCRS/2002/103; SCRS/2002/108; SCRS/2002/109). Otros métodos más recientes han aplicado modelos de probabilidad mixta para modelar los datos que incluían un modelo binomial, para modelar la presencia o ausencia de captura (por ejemplo, si se captura en presencia de atún rojo) y alguna otra función de densidad, tales como lognormal, Poisson, binomial negativo, para modelar las capturas cuando se producen en presencia de atún rojo (por ejemplo, SCRS/2002/089). Se precisa prestar una atención cuidadosa a las decisiones con respecto al empleo de estas diversas funciones de densidad, por ejemplo, lognormal, Poisson y binomial negativo, ya que una observación positiva demanda una atención mucho mayor. Los índices de abundancia y los CVs pueden ser, potencialmente, sensibles al método aplicado, y la comparación de los sesgos potenciales de las metodologías requieren un examen más profundo. También se han sugerido otros enfoques más explícitos para modelar la probabilidad de observaciones positivas y también las observaciones positivas (SCRS/2001/043). Se requiere llevar a cabo un mayor número de análisis para comparar las propiedades estadísticas de estos diversos enfoques para desarrollar recomendaciones sobre cómo tratar las capturas cero en los datos de CPUE.
- 3) Se requieren algunas evaluaciones adicionales de diagnósticos que puedan aplicarse a la selección del modelo de evaluación de stock y a la evaluación de la bondad del ajuste de los modelos de evaluación de stock a los datos de CPUE. En las evaluaciones de atún rojo del oeste en 2000 y 2002 se aplicaron los criterios de selección del modelo AIC. Si bien hay un enfoque comúnmente aceptado para la selección del modelo, se han propuesto algunas variaciones en sus formulaciones, por ejemplo, en el SCRS/2000/024 y SCRS/2002/086. En la evaluación de 2002 para el oeste, se expresó cierta preocupación sobre la capacidad de comparación de AIC, tal como se define en el manual 2-BOXES VPA, cuando se variaba la función de verosimilitud de la varianza equivalente (no inclusión de CVs GLM en la función de verosimilitud) de los enfoques de métodos de escala de desviación y variaciones adicionales en los cuales CVs GLM se incluían en la función de probabilidad. Hay que estudiar cuidadosamente el empleo de AIC y otros criterios en la selección del modelo para presentar informes en las futuras evaluaciones que podrían estar aplicando estos diagnósticos.
- 4) También se requiere mayor atención para desarrollar, testar e identificar interpretaciones claras de otros diagnósticos potenciales sobre la bondad del ajuste de los modelos de evaluación de stock a los datos. Asimismo, son necesarios métodos para evaluar cuantitativamente las representaciones gráficas de los residuales para comprobar si los supuestos de distribución son válidos. Uno de los diagnósticos adicionales que debería ser investigado es el empleo de los intervalos de confianza de “bootstrap” con relación a los datos anticipados de CPUE. En teoría, la proporción de puntos erráticos no debería ser muy superior a (1-0.95) si hubieran de aplicarse intervalos de confianza de 95%. Los valores p de cada nueva información de CPUE podrían calcularse a partir de esos resultados de “bootstrap”. Si se aplica un enfoque paramétrico de “bootstrap”, los intervalos de confianza y los valores p podrían calcularse analíticamente sin emplear “bootstrap”.
- 5) Es preciso dedicar gran atención al tema de cómo proceder y modificar la metodología de evaluación de stock aplicada si los diagnósticos estadísticos sugieren discrepancias en los supuestos de modelo estadístico. Cuando se observa que las series de CPUE presentan una pronunciada autocorrelación de serie en los residuales de ajuste del modelo, es preciso desarrollar algunos protocolos formales sobre cómo tratar estas situaciones. Por ejemplo, si unas cuantas series diferentes de CPUE muestran tendencias sistemáticas en los residuales,

¿deberían ser eliminadas o no de la evaluación del Caso Base?. Además, si se observa que los datos están excesivamente dispersos con respecto a la función asumida de verosimilitud de los datos, ¿qué se debería hacer? Por ejemplo, ¿debería aplicarse una función de verosimilitud diferente que permita una mayor dispersión de los datos? o, si esto no es posible, ¿debería introducirse una variación más amplia en los residuales hasta que no sea posible seguir rechazando la hipótesis nula de no sobredispersión?

- 6) El Grupo observó también que los autores deberían adoptar unos criterios estándar para comunicar las series de CPUE. Debería prepararse periódicamente un documento que aporte una descripción detallada de los índices estandarizados de CPUE, incluyendo un comentario sobre la historia y desarrollo del índice, medidas de ordenación que hayan afectado al índice, detalles sobre el tratamiento estadístico, y otras consideraciones relevantes. Además, las actualizaciones anuales de CPUE deberían contener, como exigencia mínima, representaciones gráficas de la distribución espacial de la pesquería, el rango de edad al cual se refiere el índice, y tabulaciones del número de registros de captura empleados anualmente en cada índice.
- 7) Se podría mejorar la estructura del modelo de población que se emplea para hacer un seguimiento de los progresos del programa de recuperación. En particular, se debería centrar la investigación futura en el desarrollo de modelos con base estadística que sean sólidos frente a los sesgos y variabilidad de las estimaciones de F ratios, estimaciones de la abundancia absoluta de grandes peces (o, por lo menos, los límites sobre estas estimaciones), y que también sean sólidos frente a la información errónea en la captura y a la determinación errónea de la edad de la captura.
- 8) Actualmente, las especificaciones de las relaciones de stock-reclutamiento con curvas estriadas ("2-line") se calculan de forma cualitativa, mediante la inspección de los datos. Es preciso desarrollar métodos más cuantitativos para esta especificación. El Grupo sugirió que el nivel del tamaño del stock reproductor en el cual el reclutamiento comienza a disminuir en la relación stock-reclutamiento con curvas estriadas ("2-line") debería quizá basarse en un nivel de tamaño del stock reproductor (por ejemplo, el percentil más bajo de x^n en las estimaciones de tamaño del stock reproductor), en vez de en un rango de años. Parece probable que un enfoque de esta naturaleza sea más sólido a las diferencias en las trayectorias del stock entre réplicas de "bootstrap". Recomendó, asimismo, que las futuras versiones del programa de proyección incluyan la capacidad de ajustar la relación stock-reclutamiento ("2-line") y un diagnóstico relacionado con la fracción de simulaciones en la cual tenga que replicarse la generación de los reclutamientos de los últimos tres años, ya que los reclutamientos seleccionados no podrían inicialmente apoyar las capturas conocidas extraídas de las cohortes implicadas.
- 9) Dos documentos sobre modelación describían la mezcla potencial entre componentes del este y el oeste y los impactos sobre la población, empleando enfoques desagregados por edad y enfoques específicos de la edad. Aunque ambos documentos describían resultados que eran cualitativamente similares y consistentes con las expectativas de los participantes en el Grupo, se acordó que los documentos y otras tareas futuras de modelación podrían identificar potencialmente áreas de sensibilidad cuando se requiriesen más datos. Por ejemplo, un documento indicaba la necesidad de poder disponer de una mejor información sobre los desplazamientos específicos de la edad. Este requerimiento podría servir de guía para diseñar futuros estudios de desplazamiento y migración.
- 10) El Grupo observó con agrado los progresos realizados con el programa 2 BOX VPA. También recibió con interés la minuciosa documentación aportada. Sin embargo, el Grupo recomendó examinar la discrepancia estadística Chi-cuadrado en 2 BOX VPA (para detalles técnicos, véase el **Apéndice 6**).

- 11) El Grupo recomendó que las repercusiones de las especificaciones respecto al ratio F_{10}/F_9 se investigaran en profundidad, para un mejor entendimiento de cuáles de los datos de entrada tenían mayor influencia en la estimación de este ratio. A su vez, esto debería mejorar los procedimientos de estimación que implica este ratio. El Grupo recomendó recolectar datos sobre temas que permitan realizar mejores estimaciones de F en las edades mayores, tales como determinación directa de la edad, índices de abundancia separados para edades mayores o el grupo plus, y/o experimentos de marcado diseñados con este propósito..
- 12) El Grupo expresó su agradecimiento por las tareas llevadas a cabo por la Secretaría al ensamblar, en un período de tiempo muy limitado, la información sobre captura y captura por clases de talla. Se observó también que, si el tiempo disponible lo permitía, sería de ayuda en el futuro recibir esta información separada por flota y área. Un enfoque de este tipo sería de ayuda en el debate sobre los apartados de stock y mezcla.
- 13) Los temas relacionados con la fidelidad al lugar de origen, rutas migratorias y mezcla se encuentran entre las incertidumbres más importantes con respecto a la evaluación y ordenación del atún rojo atlántico. A continuación, se presentan las áreas específicas de investigación que podrían dar un impulso significativo a nuestro conocimiento en este campo:
 - a) La Secretaría debería 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, localidad, y talla/peso en el momento de la liberación y de la recaptura.
 - b) ICCAT debería estudiar la programación de una sesión de planificación extraordinaria sobre la colocación de marcas, para coordinar experimentos específicos con los responsables de desarrollar modelos de mezcla diseñados para proporcionar los datos que se estimen necesarios, para que el modelo produzca resultados significativos.
 - c) Se debería animar a los científicos nacionales a resolver algunas de las incertidumbres de naturaleza biológica que han sido el origen de preocupaciones importantes en el pasado, incluyendo:
 - i El desarrollo de nuevas curvas de crecimiento específicas del área, empleando datos recientes del Atlántico oeste, Atlántico este, Atlántico central y el este y oeste del Mediterráneo.
 - ii Ojivas de la edad de madurez para las mismas zonas.
 - iii Modelo de tasas de mortalidad natural específica de la edad en VPA, y efectuar una normalización entre todas las áreas, si así se indicara.
 - d) Se debería alentar a los científicos nacionales para que continúen realizando estudios genéticos y químicos que sean capaces de resolver algunos de los temas sobre 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.
- 14) La investigación actual y la que se propone pretende desarrollar modelos de estimación más realistas y adecuados a los datos (por ejemplo, modelos con sólida base estadística, y modelos de mezcla). Se sugiere utilizar estos modelos en el futuro para ayudar a realizar proyectos experimentales y aportar asesoramiento sobre ordenación. Antes de que esto se lleve a efecto, es importante que se comprendan en su totalidad las características de sus cálculos. En particular, resulta crucial comprender cómo actúan cuando se infringen sus supuestos fundamentales. La comprobación cuantitativa de los modelos de estimación se lleva mejor a cabo empleando métodos de simulación donde la realidad se modela empleando una estructura

de modelo independiente y más compleja, denominada “modelo operativo”. Se precisa una nueva generación de modelos a este efecto. No deberían estar limitados en su campo de acción por la disponibilidad de datos, u otras restricciones, necesarios en los modelos de estimación. A largo plazo, estos modelos podrían aplicarse a la evaluación de estrategias de ordenación.

- 15) No fue posible evaluar los efectos de algunas medidas de ordenación y escenarios de mezcla, debatidos durante la reunión, empleando el modelo 2-BOX VPA (es decir, mezcla de población sólo en el Área 3). Sistemas de modelación más detallados, que pudieran simular un rango más amplio de escenarios de mezcla permitirían una mejor comprensión de la dinámica de la población y de las medidas que podrían ser efectivas para la ordenación de las pesquerías de atún rojo. La adopción de un sistema de modelación más detallado podría también añadir flexibilidad a la simulación de la población y posibilitar una mejor utilización de la información disponible. En consecuencia, se recomienda desarrollar modelos multi-áreas, y que se incluyan en el catálogo de ICCAT.

Las siguientes recomendaciones aparecían en el último Informe Detallado sobre el Atún Rojo del Oeste (SCRS/2000/024). Las tareas asociadas a estas recomendaciones aún no están completas, o están en curso de desarrollo. Dada la importancia que el Grupo concede a estas recomendaciones, se reiteran aquí como temas relevantes de investigación. Era preciso realizar cierta actualización de este material, a la luz de las discusiones, pero el Grupo no disponía del tiempo necesario para volver a estudiarlo en detalle, lo que hubiera permitido finalizar las revisiones de los temas que siguen:

- 16) El Grupo recomendó que las autoridades pesqueras, institutos pesqueros, instituciones estadísticas nacionales, y científicos individuales de ICCAT, así como Partes colaboradoras, Entidades, y Entidades pesqueras, 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 indicadas 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).
- 17) El Grupo recomendó realizar esfuerzos para aportar estimaciones sobre incertidumbres (por ejemplo, coeficientes de variación) de estadísticas (desembarques, capturas descartadas, otras formas de mortalidad inducidas por la pesquería) que se estiman a partir de prospecciones de muestreo.
- 18) El Grupo recomendó que todas las pesquerías comerciales y deportivas completen los cuadernos de pesca y otros sistemas de comunicación que faciliten información detallada equivalente. Actualmente, a algunas pesquerías no se les exige cumplir los sistemas de recolección de datos, y existe una escasez de información en cuanto a las mismas.
- 19) Asimismo, el Grupo recomendó prestar mayor atención a la recolección de datos de descartes y su estimación subsiguiente, para que el efecto de los descartes sea incluido en su totalidad en la evaluación de stock. La calidad de la información se intensificó mediante Programas de Observadores. El muestreo realizado por observadores debería ser suficiente para cuantificar los descartes a lo largo de todos los meses y áreas, y para evitar la necesidad de agrupar estratos espaciales o temporales, que se cree son importantes para dar estructura a las estimaciones. Deben llevarse a cabo estudios para mejorar la estimación de los descartes y para identificar métodos que reduzcan la mortalidad por descartes. También deberían realizarse estudios para estimar la subsiguiente mortalidad de atún rojo descartado vivo.
- 20) El Grupo respaldó las recientes recomendaciones del Grupo de Trabajo Conjunto *Ad Hoc* CGPM-ICCAT (SCRS/2000/025). En particular, apoyó la recomendación de celebrar una reunión intersesiones para examinar e integrar los resultados de investigación, ya que guardan relación con los mecanismos biológicos, y con cómo deberían tratarse en las evaluaciones de stock (incluyendo las implicaciones de posibles diferencias en las tasas de crecimiento).

Deberían participar científicos del Atlántico este y oeste y el Mediterráneo, así como expertos globales. Existe una gran necesidad de pasar de un estudio oportunista a un proyecto basado en un programa a gran escala. Asimismo, se destacó la necesidad de diálogo entre científicos y gestores, ya que estos nuevos resultados en investigación señalan la necesidad de volver a considerar los enfoques de evaluación y ordenación.

- 21) El Grupo recomendó una exploración 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 estudiar una incorporación oficial y estadísticamente rigurosa de los datos de marcado (por ejemplo, SCRS/2000/098) en los modelos de evaluación.
- 22) El Grupo recomendó llevar a cabo un examen completo de la información sobre muestras de larvas de atún rojo.
- 23) El Grupo observó que la mayoría de los índices de abundancia calculados para las diversas pesquerías de atún rojo del Atlántico indicaban efectos espacio-temporales que puede explicar en parte la variabilidad medioambiental. Las causas de esta variabilidad podrían incluir cambios a corto y largo plazo, y cambios a pequeña y gran escala en el clima oceánico y/o variaciones en la disponibilidad de las especies presa en una escala espacio-temporal similar. El Grupo recomendó llevar a cabo una investigación para documentar la historia de la pesquería y oceanográfica de aquellas áreas en las cuales tienen lugar las pesquerías de atún rojo atlántico. Esta investigación podría incluir la compilación de una serie sobre climatología del océano en la zona, e información referida a la abundancia de especies forraje, como por ejemplo, calamares, arenques, sardinas, caritas, pampanitos, anguilas y otras especies. Se espera que, donde se pueda contar con estas series de datos, éstas se puedan utilizar para normalizar los índices de abundancia del atún rojo atlántico. Además, si estas series de datos poseen el suficiente alcance espacio temporal, también podrían utilizarse para investigar los motivos de los aparentes grandes desplazamientos históricos en áreas de abundancia para el atún rojo atlántico que se han producido durante las últimas cinco décadas.
- 24) El Grupo recomendó la aplicación de técnicas de prospección, tales como técnicas aéreas, para poder disponer de series temporales consistentes de abundancia relativa de peces pequeños.
- 25) El Grupo recomendó que se estableciera un proceso más claro para la evaluación y acuerdos sobre nuevos métodos para su utilización por el Grupo de Evaluación de Stock de Atún Rojo.
- 26) El Grupo recomendó desarrollar más ampliamente enfoques de evaluación alternativos, tales como CATCHEM (SCRS/00/100) que permite errores en la captura por clases de edad, para utilizarlos más ampliamente en futuras reuniones. Esto supone amplias implicaciones (no sólo en cuanto a 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).
- 27) El Grupo mostró su preocupación sobre el potencial sesgo en los resultados de los valores medios no corregidos (50º percentil) comunicados para las proyecciones. Si existe tal sesgo, esto significa que los resultados presentados, incluyendo la probabilidad de recuperación hasta el nivel objetivo en 2018, podrían ser optimistas hasta un grado desconocido. Es importante que este tema de un potencial sesgo ascendente sea investigado para la próxima evaluación.
- 28) El Grupo recomendó modificar el actual programa de evaluación para que pueda incluir los cambios en la composición por edad y captura del grupo plus, como variaciones en la abundancia de stock, donde aún no se hayan efectuado.

9.3 Ordenación – Este

El Grupo manifestó su preocupación por la calidad de los datos de captura, esfuerzo, y de captura por clases de talla disponibles para llevar a cabo evaluaciones cuantitativas para el atún rojo del Atlántico este (y Mediterráneo), ahora y en el futuro. A menos que esta situación mejore, seguirá deteriorándose la calidad del consejo que el SCRS puede dar. Efectivamente, la actual evaluación del Atlántico este resultó limitada debido a estas incertidumbres, particularmente la que se refiere a las capturas. Por ejemplo:

- a) la evaluación se llevó a cabo empleando sólo desembarques comunicados a lo largo del año 2000, debido a la falta de informes para 2001;
- b) el Grupo realizó evaluaciones basadas en desembarques comunicados y en un escenario de captura alternativo en el cual se asumió que, desde 1993, los desembarques estaban mal comunicados, tanto por defecto como por exceso, como reacción a las normas de ordenación. El Grupo tiene una confianza limitada en que tanto las capturas informadas como el escenario alternativo representen el nivel verdadero; y
- c) se ha observado que la práctica de engorde de peces prevalece cada vez más en el Mediterráneo, y probablemente esta situación haya conducido a un deterioro en la recolección de las estadísticas de captura.

A causa de las limitaciones expuestas, el Grupo se mostró incapaz de ofrecer recomendaciones definitivas de ordenación.

El Grupo había manifestado estas mismas preocupaciones en 2000, y determinó que, considerando estos temas, no se podía justificar una evaluación en aquel momento. Si bien se llevó a cabo una evaluación en este año (2002), en opinión del Grupo, en sustancia, el extremo relativo a los datos no había quedado resuelto.

El Grupo mostró su preocupación por el estado del recurso de atún rojo en el Atlántico este (incluyendo el Mediterráneo), a la vista de los resultados de la evaluación, las capturas informadas, históricamente altas, en 1994-1997 (que se excedieron en más de 46.000 t en 1994-97, y en 50.000 t en 1996) y una posible información insuficiente desde 1998. Los análisis indican que, a los niveles actuales de reclutamiento y al nivel actual de pesquerías de peces grandes y pequeños, los niveles de captura de 26.000 t o más no son sostenibles a largo plazo. A causa de la falta de confianza en los datos y en los resultados de la evaluación, el Grupo no se encontraba en situación de facilitar o sugerir recomendaciones de ordenación sólidas; el Grupo sólo podía indicar que el rendimiento sostenible a largo plazo probablemente sea inferior a las capturas actuales. No obstante, el Grupo manifestó su inquietud..

Aún se siguen produciendo fuertes capturas de individuos pequeños, y el Grupo recomendó realizar todos los esfuerzos posibles para que se respete la talla límite de 6,4 k. La reducción en la pesca de juveniles podría contribuir de forma sustancial a incrementar tanto la biomasa como el rendimiento. El Grupo insistió en la necesidad de tomar medidas efectivas para implementar la Recomendación [98-4], evitando las capturas de peces de edad 0 y 1 (<3,2 k).

Debido a la existencia de grandes diferencias de tamaño entre los stocks de atún rojo este y oeste en el Atlántico, es probable que la mezcla influya en estas dos unidades de ordenación de forma diferente.

9.4 Ordenación – Oeste

La recomendación del Grupo sobre gestión de la zona de ordenación del atún rojo del Atlántico este va dirigida al Programa de Recuperación adoptado por la Comisión en 1998. La esencia del

Programa se orienta hacia la recuperación, con un 50% de probabilidades en 2018, del nivel de la biomasa reproductora asociada al RMS. A la vista de las incertidumbres en la evaluación, la elección entre escenarios de reclutamiento y objetivos de recuperación, y los supuestos respecto a la mezcla, el peso de la opinión científica se inclinó por no modificar el nivel actual del TAC, de 2.500 t por año.

Las proyecciones basadas en el escenario de bajo reclutamiento indican que el TAC podría incrementarse sin contravenir el Programa de recuperación, asumiendo que las estimaciones de un reclutamiento relativamente amplio para algunas clases anuales recientes son realistas. Los fuertes niveles de reclutamiento estimados para algunas clases anuales recientes son coherentes con un mayor nivel de biomasa, como objetivo de la recuperación. En anteriores sesiones de evaluación, el nivel de la biomasa reproductora en 1975 se consideraba como un objetivo de la recuperación. En 1975, la biomasa suponía más del doble del nivel del RMS de la biomasa reproductora asociada al escenario de bajo reclutamiento. Las proyecciones indican una probabilidad del 35-60% en la recuperación del nivel de la biomasa reproductora de 1975 para una captura de 2.500 t por año, dependiendo del escenario de reclutamiento que se asuma. Conviene observar que el escenario de reclutamiento tampoco produciría un nivel del RMS de la biomasa reproductora que corresponda a la SSB de 1975. Parece probable que un escenario de reclutamiento correspondiente a una SSB_{MSY} equivalente al nivel de 1975, indicaría una probabilidad de recuperación de una captura de 2.500 t por año dentro del rango de 35-60% en torno a 2018.

Es improbable que en 2018 se alcance el nivel de RMS de la biomasa reproductora asociada al escenario de reclutamiento abundante, que es casi el doble del nivel de 1975, si se mantiene el reciente nivel de capturas (y TAC). Sin embargo, el Grupo no recomendó la fuerte reducción en el TAC que sería necesaria para cumplir el Programa de Recuperación, que se basa en el escenario de fuerte reclutamiento, debido a:

- a) La incertidumbre sobre cuál de los escenarios de reclutamiento es el más adecuado,
- b) El reconocimiento de que, en el escenario de reclutamiento abundante, la biomasa reproductora asociada al RMS no está bien determinada (debido a que la estimación conduce a una extrapolación que supera los niveles de biomasa incluidos en la evaluación actual), y
- c) Las perspectivas generalmente positivas para el recurso, según la evaluación actual, con independencia del escenario de reclutamiento que se asuma.

Como se subrayaba en evaluaciones anteriores, la mezcla a través de los límites de las unidades de ordenación de peces originarios del oeste y del este, podría ser importante para la gestión del recurso en ambas áreas. Particularmente, la situación del stock y la pesquería del Atlántico este podrían afectar de manera adversa a la recuperación en el Atlántico oeste, lo que también se indicaba en los Informes del SCRS en 1998, 2000 y 2001. Por tanto, el Grupo subrayó la importancia de continuar el esfuerzo para ordenar las pesquerías tanto en el Atlántico este como en el oeste, de acuerdo con los objetivos de la Comisión. En la respuesta del SCRS a requerimientos de la Comisión se incluyen ulteriores recomendaciones sobre la mezcla.

10 Otros asuntos

Se presentó al Grupo un documento de Malta, en el que proponía el estudio de las repercusiones de la pesca con cerco en la actividad reproductora del atún rojo, en una zona reproductiva conocida cerca de la Isla, con vistas a redactar posibles recomendaciones sobre el establecimiento de vedas. Considerando que el Grupo no disponía de tiempo suficiente para estudiar la materia en detalle, se decidió posponer el tema hasta que el SCRS pudiera debatirlo más adelante en el año.

11 Adopción del Informe y clausura

Al final de la reunión se distribuyó un primer borrador del Informe Detallado. El Grupo decidió adoptar el informe por correspondencia. Se clausuró la reunión.

Referencias

- ANON. 2000. Albacore Executive Summary. Int. Comm. Conserv. Atl. Tunas, Rep. for Biennial Period 1998-1999, Part II (1999), Vol.2.
- EFRON, B. 1982. The jackknife, the bootstrap and other resampling plans. CBMS Monograph #38, Society for Industrial and Applied Mathematics, Philadelphia.
- EFFORT, B. and R.J. Tibshirani. 1993. An introduction to the bootstrap. Chapman & Hall. New York. 436 pp.
- GELMAN, A., Carlin, J., Stern, H., and Rubin, D. 1995. Bayesian data analysis. Chapman and Hall. 552 pp.
- MATHER, F.J., J.M. Mason, and A.C. Jones. 1995. Historical document: life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna. NOAA Tech. Memorand. NMFS-SEFSC-370: 165 pp.
- PORCH, C., P. Kleiber, S. Turner, J. Sibert, R. Bailey and J. Cort. 1998. The efficacy of VPA models in the presence of complicated movement patterns. Proceedings of the 25 Anniversary ICCAT Tuna Symposium. ICCAT Coll. Vol. Sci. Pap. 50(2): 591-622.
- PRAGER, M. H. 1994. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus-production model. Fish. Bull. 92:374-389.

Table 1. Number of bluefin tuna tagged in the western, eastern Atlantic or Mediterranean, and recaptured in different areas (see Figure 2 for area definitions).

	<i>Tagged</i>	<i>Recaptured</i>						
		Area 1	Area 2	Area 3	Area 4	Area 5	Area 6	No Location
Conventional								
West	41429	23	4331	6	12	112	20	202
Mediterranean	6791					23	203	
East	6598		19		1	388	20	
Pop-up/Archival								
GOM	18	10	8					
Cape Hatteras	~200	2	~50	4	2	9	14	
New England	~250	3	108	15	1	5	9	
Mediterranean	52				1	1	13	
Atlantic/Spain	32				1	5	1	
Total western	~41897	38	~4497	25	15	132	33	
Total eastern	6630		19		3	393	21	
Total Mediterranean	6843					24	216	

Table 2. Example of a contingency table of the effectiveness of the management regulations under various hypotheses about migration. The columns represent various hypotheses about the movement of bluefin tuna, and the rows represent three different management options. The first management option is to continue assessing and managing bluefin tuna as if they were two stocks with no mixing across the 45°W boundary, the second option would be to assess and manage the species as if there were two stocks with a boundary at 30°W starting in 2002. Under the third management option, the mid-Atlantic would be considered a mixing area, and both assessment and management would account for the western and eastern fish in area 3, beginning in 2002. The text in each cell in the matrix discusses the consequences (to the western bluefin tuna rebuilding plan) of applying the management strategy, given that the specified mixing hypothesis is correct. Please note that this table was not fully debated by the Group, but it demonstrates an example and possible structure that could be used in future (see text).

	<i>States of Nature</i>				
<i>Management Scenarios</i>	<i>Hypothesis 1 45° line, 2 stocks, no mixing</i>	<i>Hypothesis 2 30° line, 2 stocks, no mixing</i>	<i>Hypothesis 3 Mixing in area 3</i>	<i>Hypothesis 4 Mixing in area 2 and 3. Many eastern fish in area 2 and 3, few western fish in area 3</i>	<i>Hypothesis 5 Full mixing in areas 1 through 6</i>
Management option 1. 45° line (status quo)	-Recovery trajectories are correct	-The stock is larger than assessed -The catch in recent years is larger than estimated -If F is higher in area 3 than in area 1 and 2, rebuilding will be impeded -If F is lower in area 3 than in area 1 and 2, rebuilding will be enhanced -The assessment of trend may be biased because the fishery in area 3 has changed with time	-Same as hypothesis 2, except stock size and catch are slightly lower -Size of effect depends on ratio of eastern to western fish in area 3	-The western natal stock is smaller than assessed -Western catches have been supported by eastern fish -The stock recruit relationship for the western stock is probably too optimistic -Assuming eastern fish catches are driving the western assessment, the estimated sustainable biomass level is too high	-If eastern fish are driving the western assessment, this will be the same as hypothesis 4. -If areas 1 and 2 are predominantly western fish, but there are high F's in the east, this will be more like hypotheses 2 and 3.
Management option 2. Move line to 30° in 2002	-Recent catches of western natal fish overestimated -Stock recruit function used in projections would be too optimistic, which could jeopardize rebuilding. -Indices in area 3 would reflect eastern stock and could introduce error into assessments -Perception of Bmsy and catches that would permit rebuilding would be larger. If these larger catches are taken in areas 1 and 2, this would impede rebuilding.	-Recovery trajectories are correct	-Recent catches of western natal fish are overestimated, but not as much as in hypothesis 1. Effects same as hypothesis one, except less so.	-Assessment is more biased than under management option 1. Effects on rebuilding similar to management option 1.	-Assessment is more biased than under management option 1. Effects on rebuilding similar to management option 1.
Management option 3. In 2002, Separate area 3, with quota set to account for area 3 catches	-Similar to management option 2, The higher the ratio of western fish assumed in area 3, the more the assessment will be biased.	-Similar to management option 1 -The lower the ratio of western fish assumed in area 3, the more the assessment will be biased.	-Recovery trajectories are correct, if the correct mixing rate is assumed.	-Similar to management option 2	-Similar to management option 2

[illegible]

				Year																															
L/D	FleetName	SAreaName	GearCode	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			
	BRASIL-JPN	AT.W	LLFB				14	10	2	3	1	1			1		2		2	1						0	0								
	CANADA	AT.W	HARP																						33	34	43	32	55	36	38				
			LLHB																104	53	4	6	9	25	5	4	22	6	16	20					
			PS	635	103	291	332	298	241				105																						
			RR												71	1	1	2	1	7		28	32	30	88	71	195	155	245	303	348				
			RRFB	239	409	206	342	302	208	214	259	279																							
			TL												213	355	260	121	39	32	268		404	447	403	284	203	262	298	138	172	125			
			TRAP	144	256	144	172	372	221	31	47	41	68	7	3	20				17	14	1	2		1	29	79	72	90	59	68	44			
	UNCL								18		10																								
	CANADA-JPN	AT.W	LL															32	33																
	CAP-VERT	AT.E+MED	BBF												10	1																			
	CHINA.PR	AT.E+MED	LL																						97	137	93	49	85	103	80				
	CHINESE TAIPEI	AT.E+MED	LL																						328	709	494	411	278	106	27				
			LLFB	1	12	5	3	2		3	5	6	16	2											6	20	8	61	226	350	222	313			
		AT.W	LLFB		2	20	1		1	1	49	15	7	11	2	3	3	3																	
	CROATIA	AT.E+MED	HAND																																
			LL																										6	1	39				
PS																													11	16	10				
		SPOR																														9			
CYPRUS	AT.E+MED	HAND																																	
		LL									10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	21	31	61	90			
EC-DENMARK	AT.E+MED	UNCL		2	1		3	1	2	1		3	0		1	2	1	0				0	0		37		0	0		1					
EC-ESPANA	AT.E+MED	BB	2602	1635	1996	1512	2275	3125	1843	1597	1484	830	2569	4065	2261	1953	1537	2174	2376	1639	1348	1252	3882	1999	3084	4972	2961	2253	1315	1921					
		GILL													5	2				4															
		HAND																																	
		LL																																	
		LLHB	274	192	106	250	68	92	200	100	206	642	245	76	145	137	116	135	113	91	83	28	40	35	19	37	101	30	37	26					
		LLMB																																	
		PS																																	
		SPOR																																	
		SURF																																	
		TRAP	650	24	451	493	341	451	600	700	790	1982	1899	2892	1932	1059	1158	2617	1405	2381	1064	1287	1250	1136		942	1208	2724	1530	2006	1416				
TROL																																			
UNCL																																			
EC-FRANCE	AT.E+MED	BB	540	522	692	267	592	723	275	260	153	150	400	566	380	272	533	479	306	367	448	372	164	66	181	310	134	282	270	91	105				
		GILL																																	
		LL																																	
		MWT																																	
		MWTD																																	
		PS																																	
		PSM	1400	1800	1600	3800	3182	1566	1527	1701	2300	4818	3600	3570	5400	3460	4300	5750	4404	4663	4570	7346	6965												
SPOR																																			
TROL	11																																		

[illegible]

				Year																															
L/D	FleetName	SAreaName	GearCode	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			
			LLHB	290	4390	4160	2941	2114	638	729	999	615	3534	3286	2550	1426	1080	1180	1427	965	1636	3066	3473	3277	2611	4784	4106	3090	3556	3071	3031				
		AT.W	LL	436																															
			LLHB LLMB	1097	905	1508	2902	3658	3144	3621	3936	3771	292	711	696	1092	584	960	1109	468	550	688	512	581	427	387	436	322	691	365	492				
	KOREA	AT.E+MED	LLFB	43	36	15	3	2		1					3		77									688	663	683	613	66		6			
		AT.W	LLFB	23	20	8	7	1		1																									
	LIBYA	AT.E+MED	LL																				173	164	372	67	802	865	656	925	920	900	1002	1866	
			PS																				129	177	300	568	470	495	598	32	230	195	503		
			TRAP	475	1469	780	799	336	677	424	339	255	130	270	274								26	29	65		150	180	134	72	181	100	44	74	
			UNCL									59	16	180				300	300	300	300	84													
	MALTA	AT.E+MED	LL		21	37	25	47	26	23	24	32	40	31	21	21	41	36	24	29	81	105	80	251	572	587	399	393	407	447	376				
	MAROC	AT.E+MED	GILL																			62	16	10	10	29	102	43	17	49	36	34			
			HAND																							373	816	541	455	544	600	650			
			PS	512	592	2664	332	669	36	208	155	107	600	187	127	86	122					54	46	462	24	213	458	323	828	317	709	660			
			SURF TRAP	2	14			222				6	72	393	94			85	48	12	18	261	246	156											
	MEXICO	AT.W	LL																																
			UNCL	29	39	24	37	14	28	22	10	20	14													4			2	8	14	29	10		
	NEI-1	AT.E+MED	LL											1		19		168	183	633	757	341	1750	1349											
			UNCL												6	3	4			5	6	74	4												
		AT.W	LL									14	1								30	24	23	17											
	NEI-10	AT.E+MED	HAND																												64	42			
	NEI-105	AT.E+MED	LL																						282	240	171	399	428						
	NEI-118	AT.E+MED	LL																										8		20				
	NEI-134	AT.E+MED	LL																							145	399								
	NEI-2	AT.E+MED	PS																			19	49	49											
	NEI-31	AT.W	LL																									2							
	NEI-40	AT.W	LL																													127	49		
	NEI-71	AT.E+MED	LL																				85	144	223	68									
	NEI-81	AT.E+MED	LL																								189	71	867	333	78	17			
		AT.W	LL																											429	143				
NEI-94	AT.E+MED	LL																											66						
NEI-COMB	AT.E+MED	UNCL																						773	211		101	1030	1995	109					
NORWAY	AT.E+MED	PS	420	865	988	529	764	221	60	282	161	50	1	243		31																			
PANAMA	AT.E+MED	LLFB	3			69	212	156	14	117	48	12		17	22	11	76	67			74	287	484	467	1500	1517	3400	491		1					
		PSG																												12					
	AT.W	LLFB	2			157	92	58	10	9	14	12																							
POLAND	AT.W	UNCL		3		3																													
SIERRA LEONE	AT.E+MED	LL																													93	118			
ST.LUCIA	AT.W	HAND UNCL																1	3	2	14	14	14	2	43	9									
																										3									
TRINIDAD & TOBAGO	AT.W	LL													1																				
TUNISIE	AT.E+MED	HAND						18	27	1	2	13	60	79	22	34	62	74	43	50	45	43	81	57	92	113	48	43	37						

				Year																																
L/D	FleetName	SAreaName	GearCode	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				
			PS					11	21	113	147	97	108	110	102	127	109	148	153	94	114	1073	975	1997	2253	1617	2147	1992	1662	2263	2134					
			TRAP	52	136	83	66	120	120	131	54	120	188	170	145	163	184	274	409	493	249	243	175	92	169	223	154	95	35	46	13					
	TURKEY	AT.E+MED	PS	41 69 972 1343 1707 2059 2459 2817 3084 3466 4219 4616 5093 5899 1200 1070																																
			TRAP	825 557 869																																
			UNCL	66	34	17	181	177	127	27	391	565	1																							
	U.S.A	AT.E+MED	PSG	5																																
			AT.W	GILL	0 0 1 0																															
		HAND		297	42		162	244	429	457	358	285	151	332	275	284	190	186	159	227	210	341	218	224	228	66	33	17	29	15	3	9				
		HARP		86	214		189	157	158	143	102	109	86	159	115	166	127	122	151	187	129	129	105	88	68	77	96	98	133	116	184	102				
		LL		1	1							10	83	30	114	127	132	112													66	38				
		PS											758	805	232	384	401	377	360	367	383	385	384	237	300	295	301	249	245	250	249	248	275	196		
		PSFB		174	53	267	167	165	77	369																										
		PSFS		847	804	1762	1083	1039	912	1012																										
		RR											276	244	308	405	400	465	326	538	432	557									0	1	995			
		RRFB		249	143		220	268	216	190																										
		RRFS		312	361	122	28	60	51	95																										
TRAP		13	20																																	
UNCL			694	82	23	5	31	1	4					2			0	0	6	2	1	2	1	1	2	1	3	2	1	0	0	0				
UK-BERMUDA	AT.W	UNCL	1 2 2 1																																	
URUGUAY	AT.W	LLHB	1 3 9 16 6 2 1 0 1 0 2																																	
YUGOSLAVIA	AT.E+MED	PS	224 317 155 562 932 1049 756 573 376 486 1222 755 1084 796 648 1523 560 940																																	
YUGOSLAVIA REP. FED.	AT.E+MED	PS	2 4																																	
		UNCL	4																																	

Table 4. Amount of substitutions made to obtain a catch-at-size database for the eastern Atlantic.

<i>Area</i>	<i>Year</i>	<i>Task I</i>	<i>Substitutions</i>	<i>Subst / Catch (%)</i>
EAST	1998	11931	4528	38.0
EAST	1999	11622	5354	46.1
EAST	2000	10641	4243	39.9
MED	1998	27003	17881	66.2
MED	1999	20651	7712	37.3
MED	2000	23114	8847	38.3

Table 5. Basic catch-at-age table for the eastern Atlantic stock..

<i>Year</i>	<i>Age1</i>	<i>Age2</i>	<i>Age3</i>	<i>Age4</i>	<i>Age5</i>	<i>Age6</i>	<i>Age7</i>	<i>Age8</i>	<i>Age9</i>	<i>Ages10+</i>
1970	131834	73211	26994	17842	9793	6523	4501	3254	6114	25014
1971	186434	88198	50413	16589	12777	4390	4528	5157	4906	21189
1972	116980	137100	73231	17152	9923	7289	4363	2521	2809	16077
1973	140707	68048	71707	11121	3710	3659	6740	7668	7385	17758
1974	182955	125976	64125	54045	11608	5786	3665	4894	8649	42934
1975	692276	272026	45944	18469	6853	4582	3240	3527	4696	54437
1976	96176	195792	236722	48724	18378	6163	3649	2317	3039	39367
1977	220444	256835	75831	41725	6345	4861	4180	2639	2613	35976
1978	176030	179228	131623	24546	5211	1702	2569	1828	1382	26484
1979	77821	49019	83286	44040	8832	2701	2382	3801	3659	22809
1980	181555	138196	112676	34813	10919	4744	3159	2246	2340	24569
1981	153659	308374	112260	16763	12811	6096	4418	4737	3416	17650
1982	567318	242529	169572	34330	6898	3583	5105	8965	5203	38861
1983	661161	183593	117908	27771	11485	4906	8530	6412	5103	38830
1984	167350	593304	77856	29822	19162	9733	5548	6303	10300	41384
1985	208702	316649	263482	53639	11475	7182	2997	2896	3196	29779
1986	588186	275068	108960	58359	10404	5573	3437	2213	3061	26356
1987	231377	403819	125911	33586	13388	8430	8430	4581	4070	23890
1988	764523	194899	216068	44550	12427	9756	11167	6108	5381	33004
1989	427685	374544	100479	51774	28222	7249	10469	7336	5118	24109
1990	401318	325079	198999	55865	39422	8691	7765	11492	13495	26374
1991	257223	399149	190184	54072	40432	8724	5549	6389	14399	42471
1992	362571	476448	268106	47654	18440	12384	12167	10976	13012	48845
1993	289375	749829	363467	64791	27993	18265	12226	8385	8503	41670
1994	307523	513339	169405	55285	40907	33492	28719	23438	22912	87812
1995	424176	312207	290642	64658	54132	36203	20912	15771	16516	88023
1996	488006	754873	258902	142429	40943	20033	18141	16056	18565	88716
1997	335312	583775	185480	59215	44716	29167	19423	28846	35358	82502
1998	445877	611405	351518	75605	13484	89693	6839	9059	12948	50444
1999	310672	282323	159520	95702	34152	12079	8738	10170	26723	53283
2000	1087107	467711	233790	61248	67151	44844	15412	16315	17023	51897

Table 6. Catch-at-age for the western Atlantic stock (Areas 1 + 2).

<i>Year</i>	<i>Age1</i>	<i>Age2</i>	<i>Age3</i>	<i>Age4</i>	<i>Age5</i>	<i>Age6</i>	<i>Age7</i>	<i>Age8</i>	<i>Age9</i>	<i>Ages10+</i>
1970	64886	105064	127518	21455	3677	914	176	162	514	3673
1971	62998	153364	38360	46074	672	1673	2109	1350	1133	5958
1972	45402	98578	33762	3730	3857	118	569	576	261	5519
1973	5105	74311	30482	7161	2132	1451	953	1544	555	4445
1974	55958	20056	21094	6506	3170	683	916	913	1081	12507
1975	43556	148027	8328	11963	821	547	317	671	1651	9473
1976	5412	19781	72393	2910	2899	344	206	1168	558	14033
1977	1274	22419	9717	32139	4946	3633	957	513	1109	13532
1978	5133	10863	20015	6315	10530	4061	655	472	341	11982
1979	2745	10552	16288	14916	3448	3494	2612	599	557	12281
1980	3160	16183	11068	8881	2866	2982	5533	3454	1061	12214
1981	6087	9616	16541	5244	6023	3721	2884	3211	2764	10621
1982	3528	3729	1654	498	342	751	477	519	896	3077
1983	3600	2438	3243	891	880	917	1410	1285	956	5179
1984	868	7504	1848	2072	2077	1671	594	759	1091	4575
1985	568	5523	12310	2814	4329	4019	1024	612	696	5603
1986	563	5939	7135	3442	1128	1726	931	520	345	5335
1987	1513	13326	9114	5427	4393	2406	1640	1266	1108	3681
1988	4874	9150	11820	4141	3870	4268	2300	1540	1628	4444
1989	787	12877	1703	3845	1762	2154	2693	1835	1467	5185
1990	2379	4239	18015	2106	2578	1761	1708	2377	1534	4157
1991	3340	14535	10826	3140	1765	2163	2381	1946	1850	4080
1992	420	5985	1991	700	1401	738	1815	1766	1302	4171
1993	339	1131	5246	3369	2034	1975	1715	2497	1494	2967
1994	2003	690	1573	2446	2748	1637	2066	2339	1467	2942
1995	1069	1204	3626	3872	4455	2375	721	1585	1759	3427
1996	380	9467	1879	5264	2491	1481	2639	867	1229	3751
1997	191	986	6494	897	1680	1375	2205	2162	966	3963
1998	248	914	3962	2982	1118	989	1842	3292	2565	3921
1999	44	583	2178	1616	1656	742	2041	2131	2628	5499
2000	77	269	1008	1525	4528	2606	1672	1700	1460	4858
2001	1391	321	2866	4322	1265	1884	2636	1051	1688	563

Table 7. Weights-at-age from slicing, West Atlantic.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15+
1970	3.2	8.4	17.0	37.4	56.3	79.7	112.9	148.3	172.0	208.0	245.5	279.8	318.6	355.7	423.9
1971	3.5	8.4	21.2	32.0	60.3	82.0	108.5	135.1	169.2	208.6	248.2	283.2	322.1	355.2	412.1
1972	4.4	9.7	19.3	40.7	57.6	84.8	114.9	137.5	171.9	214.2	247.6	284.5	328.6	361.0	405.7
1973	3.7	8.9	20.8	39.9	62.4	77.5	119.5	142.7	172.7	217.4	250.3	292.4	329.5	366.0	407.3
1974	3.6	10.0	17.2	36.8	57.1	82.9	102.5	138.5	169.2	203.0	248.1	278.9	315.2	350.3	371.6
1975	3.9	8.7	23.8	34.2	58.6	78.5	114.7	141.3	164.8	198.3	238.7	273.4	313.7	347.6	401.2
1976	3.9	10.3	18.9	34.1	51.9	81.1	119.4	152.2	171.8	201.8	231.8	266.1	303.6	347.1	401.6
1977	4.4	10.3	20.8	35.3	52.4	74.8	97.9	136.5	165.3	196.2	236.2	265.8	302.8	339.5	395.8
1978	5.0	10.8	21.7	35.5	54.4	73.6	107.0	145.3	183.0	203.8	235.4	267.1	302.0	338.9	406.6
1979	5.3	11.2	21.9	39.2	50.8	78.7	105.8	141.1	179.2	205.6	234.1	268.6	303.9	344.9	406.5
1980	5.0	12.2	21.4	35.7	53.3	84.6	114.4	140.6	186.7	225.2	249.2	276.2	309.5	348.1	405.0
1981	5.6	11.0	21.5	34.7	52.3	77.6	107.2	141.1	174.2	209.1	235.1	270.5	302.6	344.2	426.5
1982	4.0	10.8	21.3	34.3	59.6	82.0	115.3	150.1	181.6	216.4	246.8	284.6	332.3	366.2	449.4
1983	3.9	10.1	20.0	37.9	59.0	84.4	116.2	148.8	184.8	222.5	256.5	288.5	336.8	375.9	439.8
1984	4.7	11.2	23.6	39.5	60.0	85.9	116.4	148.3	183.0	216.3	258.2	294.6	335.2	378.6	462.6
1985	3.7	10.2	17.3	33.3	49.0	70.9	98.4	131.3	170.2	207.6	241.4	275.9	311.7	352.2	433.5
1986	4.2	9.9	20.2	41.2	57.0	84.8	116.3	148.5	180.9	218.8	254.9	289.2	329.9	357.9	441.2
1987	4.2	9.7	22.7	40.1	58.3	75.8	108.7	138.0	168.6	209.0	251.4	291.6	327.2	360.7	436.3
1988	3.9	11.4	21.1	37.9	56.9	80.8	107.9	140.9	178.2	212.6	249.2	290.3	322.7	358.9	455.0
1989	3.9	11.0	22.4	39.5	55.4	83.8	113.5	141.9	176.6	210.6	249.1	285.2	322.0	363.1	446.0
1990	4.5	11.4	19.0	38.8	55.4	78.2	111.5	146.8	179.3	215.3	251.6	290.2	326.3	356.2	436.1
1991	5.1	13.1	20.1	41.6	61.6	86.1	116.0	151.6	181.3	211.9	253.2	291.0	325.8	367.5	425.7
1992	5.7	12.6	19.1	40.0	59.2	83.3	112.7	141.5	179.6	213.0	249.6	288.4	323.9	359.8	431.6
1993	4.4	11.2	24.9	38.4	56.9	82.3	109.8	143.2	174.2	210.9	248.4	289.7	326.6	372.9	448.9
1994	4.8	11.7	23.6	34.6	52.3	74.4	111.4	137.7	176.5	209.6	246.7	281.0	318.9	364.2	431.4
1995	4.5	13.4	23.0	39.9	62.7	86.2	111.5	147.7	175.6	211.7	247.7	288.1	330.2	373.4	441.1
1996	3.6	11.1	24.0	38.1	55.2	86.6	113.9	146.4	186.6	218.6	256.3	299.3	335.5	375.9	437.4
1997	4.7	12.3	20.6	42.0	60.2	85.7	113.3	142.8	177.7	218.8	254.8	289.8	331.5	370.0	440.8
1998	4.4	11.3	21.7	34.2	62.9	84.2	120.3	148.7	176.4	215.8	252.4	291.4	324.3	361.4	432.2
1999	4.3	11.1	23.4	40.6	60.6	90.2	115.4	145.6	180.2	212.3	250.2	287.0	322.9	364.4	431.0
2000	4.6	11.9	19.7	36.4	56.2	84.3	112.4	148.0	184.8	219.7	258.5	302.7	341.3	380.1	450.3
2001	4.7	11.8	23.4	36.0	62.1	89.7	116.5	154.5	189.9	226.2	262.1	303.3	339.6	369.7	431.1

Table 8. Catch-at-age for Area 3 (Japan longline only).

Year	Age									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1985	0	0	1	0	4	10	35	26	29	204
1986	0	9	105	164	46	47	46	106	68	59
1987	0	0	1	14	20	12	28	64	6	0
1988	0	3	25	35	34	49	41	8	11	9
1989	0	0	18	133	265	372	432	310	96	60
1990	0	0	16	16	257	452	821	2200	1417	703
1991	0	150	310	775	805	1590	1901	1800	1806	3198
1992	0	17	200	1078	2094	875	2061	1542	1453	2316
1993	0	11	258	1305	2522	2989	1549	769	505	1296
1994	0	0	10	50	562	774	1646	1682	647	670
1995	0	11	346	1087	1441	1139	1003	875	410	436
1996	0	0	68	541	839	1164	1979	1212	1220	1875
1997	0	0	8	17	67	129	285	527	413	578
1998	0	0	49	15	52	137	355	949	523	461
1999	0	159	275	960	1591	1479	2059	1392	1071	993
2000	0	1	37	65	1336	1844	1526	2563	817	1011
2001	8	5	22	51	329	2104	1826	1835	1811	1338

Table 9. Catch-at-age for Area 4.

	Year	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
Japan LL	1985	0	0	0	0	9	0	7	6	9	3
	1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1987	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1988	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1989	0	0	0	37	29	103	180	189	336	423
	1990	0	0	0	3	7	16	17	22	23	28
	1991	0	0	1	1	3	9	10	18	18	30
	1992	0	1	31	16	59	44	53	46	52	168
	1993	0	0	0	16	50	52	10	4	4	14
	1994	0	7	12	14	155	748	1643	937	424	401
	1995	0	0	26	252	1592	3516	2805	2811	1024	814
	1996	0	0	0	43	253	746	2795	4035	1594	1942
	1997	0	7	24	91	535	1784	3190	4826	2139	2512
	1998	0	10	27	95	195	1088	2334	3263	3426	3177
	1999	0	0	57	172	424	1409	2511	2082	1860	1729
	2000	0	6	30	67	448	1414	1692	2657	1680	1924
	2001	0	0	47	102	340	1874	2611	1917	1236	1188
Iceland and Faeroe Is											
	1998	0	0	2	3	8	42	58	100	103	129
	1999	0	9	9	84	129	136	219	188	170	158
	2000	0	0	3	29	72	124	135	222	134	177

Table 10. Standardized catch rate series used during the 1998 eastern bluefin tuna stock assessment.

Series	SP BB old		FR PS 2A old		FR PS 2B old		FR PS 3A old		FR PS 3B old		SP TRAP old		JP LL old	
Age	2		2		2		3		3		4+		8+	
Indexing	Number		Number		Number		Number		Number		Number		Number	
Selectivity	Uniform		Uniform		Uniform		Uniform		Uniform		Partial Catch		Partial Catch	
Nominal or standardized	Nominal		Standardized		Standardized		Standardized		Standardized		Standardized		Standardized	
Method	Fixed CVs													
Source	SCRS/98/57		Anon 1999		Anon 1999		Anon 1999		Anon 1999		Anon 1999		SCRS/98/79	
Time of the year	Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid	
Year	Index	CV	Index	CV	Index	CV	Index	CV	Index	CV	Index	CV	Index	CV
1970	36.02	0.23	0.76	1.67			1.02	1.48						
1971	27.47	0.23	1.19	3.39			0.99	1.53						
1972	26.66	0.23	1.65	1.68			1.11	1.82						
1973	51.24	0.23	0.97	2.94			3.52	1.43						
1974	38.80	0.23	1.61	2.95			2.58	2.45						
1975	81.52	0.23	6.31	0.65			1.44	1.19					0.63	0.23
1976	53.64	0.23	1.94	0.69			5.46	0.61					0.84	0.23
1977	58.58	0.23	5.64	0.72			4.75	1.16					1.26	0.24
1978	32.99	0.23	2.48	1.04			3.05	1.14					0.61	0.23
1979	10.40	0.23	3.19	0.73			2.05	0.93					0.49	0.25
1980	22.56	0.23	1.33	0.94			1.26	1.21					0.69	0.24
1981	33.85	0.23	7.52	0.58			1.52	0.81			79.92	0.44	0.58	0.24
1982	31.46	0.23			3.67	0.53			2.72	0.58	81.21	0.26	1.00	0.23
1983	44.20	0.23			3.37	2.12			0.65	4.12	90.11	0.26	0.56	0.23
1984	140.02	0.23			4.83	0.96			0.52	1.84	76.02	0.26	0.52	0.23
1985	67.86	0.23			1.73	0.54			9.57	0.49	75.64	0.26	0.57	0.24
1986	48.54	0.23			0.80	0.96			3.14	0.96	39.21	0.22	0.52	0.23
1987	86.00	0.23			3.06	0.69			3.35	0.73	39.49	0.23	0.92	0.24
1988	59.79	0.23			1.30	0.71			6.78	0.61	63.24	0.22	0.52	0.23
1989	63.19	0.23			5.22	0.55			1.40	0.70	67.36	0.22	0.37	0.24
1990	33.69	0.23			3.59	0.47			2.26	0.51	66.22	0.22	0.45	0.23
1991	63.85	0.23			3.53	0.44			2.06	0.49	61.81	0.22	0.62	0.23
1992	64.67	0.23			5.19	0.44			3.20	0.47	50.91	0.23	0.33	0.23
1993	142.97	0.23			1.63	0.44			2.73	0.47	42.14	0.23	0.40	0.24
1994	32.01	0.23			0.27	0.65			1.25	0.56	41.47	0.23	0.36	0.25
1995	48.62	0.23			2.05	0.48			2.83	0.46	39.92	0.23	0.41	0.23
1996	63.85	0.23			3.99	0.49			2.44	0.50	38.44	0.22	0.10	0.24
1997	39.20	0.23			6.30	0.64			0.75	0.97	94.07	0.22	0.19	0.24
1998														
1999														
2000														
2001														

RE = Random effects

Table 11. Standardized catch rate series used during the 2002 eastern bluefin tuna stock assessment.

Series	SP TRAP New		SP BB1		SP BB2		SP BB3		SP BB4		SP BB5		JP LL 3+4+5+Med		JP LL 5+Med	
Age	6+		1		2		3		4		5		8+		8+	
Indexing	Number		Number		Number		Number		Number		Number		Number		Number	
Selectivity	Partial Catch		Uniform		Uniform		Uniform		Uniform		Uniform		Partial Catch		Partial Catch	
Nominal or standardized	Standardized		Standardized		Standardized		Standardized		Standardized		Standardized		Standardized		Standardized	
Method	Delta negative binomial no RE		Delta Lognormal RE		Delta Lognormal RE		Delta Lognormal RE		Delta Lognormal RE		Delta Lognormal RE		Delta Lognormal RE		Delta Lognormal RE	
Source	SCRS/02/109		SCRS/01/132													
Time of the year	Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid	
	Index	CV	Index	CV	Index	CV	Index	CV	Index	CV	Index	CV	Index	CV	Index	CV
1970																
1971																
1972																
1973																
1974																
1975			15.38	0.25	146.02	0.24	35.18	0.25	14.20	0.28	0.27	0.40	1.69	0.26	1.06	0.19
1976			0.62	0.41	91.79	0.30	41.15	0.30	6.86	0.31	0.26	0.49	1.57	0.21	1.44	0.20
1977			0.82	0.29	142.97	0.25	68.45	0.25	14.62	0.25	0.15	0.52	2.32	0.32	1.96	0.20
1978			17.69	0.26	59.94	0.25	9.45	0.28	14.33	0.31	0.36	0.36	1.24	0.31	0.96	0.21
1979			0.02	7.60	20.72	0.33	48.79	0.32	59.71	0.31	0.85	0.36	2.16	0.25	2.08	0.22
1980			4.30	0.42	53.60	0.38	19.28	0.36	12.60	0.36	2.36	0.35	1.66	0.26	1.23	0.21
1981			26.62	0.31	124.51	0.31	9.16	0.35	1.92	0.42	0.11	0.72	1.14	0.34	1.10	0.21
1982	108.28	0.15	9.05	0.33	98.18	0.28	30.96	0.29	8.13	0.30	0.51	0.41	3.14	0.21	2.12	0.21
1983	138.48	0.19	93.08	0.26	104.84	0.26	9.04	0.30	1.44	0.39	0.04	1.71	1.29	0.25	1.22	0.20
1984	143.07	0.19	1.07	0.46	337.28	0.28	99.87	0.29	16.15	0.29	0.15	0.55	0.78	0.30	1.03	0.19
1985	83.60	0.16	8.58	0.27	234.07	0.25	71.92	0.25	4.07	0.44	0.07	0.84	1.14	0.32	1.13	0.20
1986	31.57	0.20	20.12	0.26	66.15	0.26	15.24	0.27	5.82	0.30	0.26	0.45	0.62	0.35	1.00	0.20
1987	41.13	0.22	22.91	0.25	197.32	0.26	13.85	0.26	3.40	0.36	0.20	0.47	1.38	0.26	1.82	0.21
1988	96.48	0.16	271.98	0.28	41.30	0.26	7.96	0.32	1.30	0.36	0.20	0.50	1.15	0.29	0.98	0.20
1989	57.91	0.19	138.72	0.24	287.17	0.24	17.45	0.27	1.54	0.46	0.09	0.71	0.68	0.31	0.83	0.21
1990	87.61	0.18	57.38	0.30	113.15	0.26	26.82	0.28	4.87	0.28	0.09	0.66	0.89	0.21	0.93	0.21
1991	53.26	0.20	46.08	0.27	154.36	0.26	33.53	0.30	6.22	0.34	0.25	0.48	0.96	0.18	1.06	0.21
1992	56.48	0.19	12.12	0.40	156.23	0.27	28.32	0.27	2.00	0.51	0.06	0.91	0.68	0.21	0.60	0.20
1993	57.39	0.20	12.01	0.31	276.60	0.28	146.73	0.28	41.89	0.29	0.41	0.39	0.82	0.20	0.67	0.20
1994	51.34	0.25	9.94	0.41	27.94	0.24	38.26	0.24	9.88	0.24	0.07	0.74	0.94	0.18	0.65	0.21
1995	36.40	0.20	87.28	0.24	147.63	0.23	42.11	0.24	1.03	0.29	0.02	1.26	1.70	0.14	0.75	0.20
1996	58.31	0.21	149.36	0.26	172.47	0.25	84.45	0.27	44.80	0.29	0.61	0.36	0.64	0.23	0.19	0.21
1997	116.28	0.14	74.15	0.27	87.88	0.25	119.72	0.25	27.91	0.25	0.28	0.45	0.57	0.23	0.28	0.21
1998	83.81	0.17	32.09	0.44	42.80	0.27	29.87	0.27	52.94	0.30	0.48	0.38	0.72	0.19	0.42	0.20
1999	142.85	0.14	3.41	0.65	3.32	0.44	3.92	0.32	26.26	0.34	2.36	0.35	0.80	0.18	0.37	0.22
2000	61.71	0.17	39.49	0.31	25.63	0.29	16.51	0.37	13.11	0.37	1.78	0.35	0.69	0.20	0.46	0.22
2001													1.12	0.24	0.68	0.22

Table 12. Catch rate indices available and those that were used for calibration of western Atlantic stock assessments.

Index	Can GSL		Can SWNS		US RR < 145		US RR 66-114		US RR 115-144		US RR 145-177		US RR >177		US RR >195		US RR>195 Comb	
Indexing	Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers	
Selectivity	Input		Partial catch		Partial Catch		Partial Catch		Partial Catch		Partial Catch		Partial Catch		Partial Catch		Partial Catch	
Time of Year	Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid	
Age range	13+		7-10+		1 to 5		2 to 3		4 to 5		6		7+		8+		8+	
	Index	cv	Index	cv	Index	cv	Index	cv	Index	cv	Index	cv	Index	cv	Index	cv	Index	Cv
1980					0.799	0.430												
1981	1.715	0.431			0.399	0.520												
1982	1.650	0.443			2.102	0.330												
1983	2.487	0.420			1.114	0.260									2.805	0.100	2.544	0.248
1984	1.395	0.431													1.246	0.188	0.961	0.426
1985	0.532	0.515			0.630	0.640									0.857	0.300	0.736	0.559
1986	0.670	0.543			0.778	0.430									0.503	1.097	0.433	1.300
1987	0.390	0.757			1.219	0.400									0.529	0.476	0.617	0.590
1988	0.747	0.588	1.731	0.403	0.988	0.380									0.941	0.364	0.796	0.596
1989	0.744	0.627	3.112	0.295	0.988	0.430									0.763	0.364	0.583	0.599
1990	0.424	0.577	2.030	0.292	0.904	0.340									0.626	0.335	0.482	0.638
1991	0.776	0.617	1.147	0.412	1.261	0.350									0.820	0.284	0.612	0.573
1992	0.810	0.543	1.117	0.288	0.820	0.420									0.910	0.276	0.741	0.495
1993	0.955	0.408	0.341	0.452			0.658	0.395	1.792	0.431	0.311	3.743	0.604	0.901			0.525	0.786
1994	0.314	0.479	1.305	0.302			0.147	1.582	0.588	0.776	0.378	3.118	0.721	0.799			0.659	0.669
1995	1.184	0.363	0.884	0.283			0.529	0.475	0.568	0.584	1.334	1.779	0.987	0.620			1.104	0.437
1996	0.395	0.378	0.300	0.447			1.810	0.202	0.648	0.439	0.697	2.717	1.837	0.562			1.543	0.461
1997	0.398	0.386	0.232	0.494			2.387	0.165	0.147	1.037	0.461	3.046	0.847	1.042			1.405	0.572
1998	0.743	0.374	0.324	0.434			1.384	0.200	0.630	0.391	0.362	3.455	1.114	0.729			1.347	0.424
1999	1.046	0.371	0.770	0.440			0.955	0.378	0.663	0.501	1.071	2.060	1.111	0.773			1.458	0.464
2000	0.903	0.375	0.148	0.551			0.801	0.607	1.249	0.545	0.961	2.064	0.553	0.922			0.888	0.553
2001	1.004	0.392	0.559	0.363			0.329	0.581	2.715	0.275	3.424	2.573	1.226	0.672			1.564	0.526

Table 12 continued:

[illegible]

Index	Tagging	JLL w Area3	JLL w Areas3,4	JLL Area 3	Larval	US GOM	JLL Area wt
1966	269176	0.200					0.053 0.200
1966	1065132	0.200					0.099 0.200
1967	1001624	0.200					0.004 0.200
1967	431955	0.200					
1968	183616	0.200					
1969	341589	0.200					
1968	554596	0.200					
1969	253265	0.200					
1970	257385	0.200					
1969	121110	0.200					
1970	98815	0.200					
1971	192541	0.200					
1970	337995	0.242					
//							
1976		0.554	0.283	0.682	0.302		
1977		2.238	0.257	2.244	0.274	2.435 0.433	
1978		0.953	0.261	1.032	0.277	5.824 0.272	
1979		0.627	0.247	0.741	0.263		
1980		1.277	0.246	1.363	0.262		
1981		1.793	0.240	1.854	0.256	1.277 0.432	
1982		0.485	0.245	0.592	0.260	1.514 0.311	
1983		0.104	0.247	0.241	0.262	1.439 0.290	
1984		0.702	0.246	0.807	0.262	0.494 0.662	
1985		1.014	0.243	1.120	0.259		
1986		0.205	0.346	0.358	0.369	0.261 0.606	
1987		0.320	0.248	0.447	0.264	0.445 0.507 0.788	0.322
1988		1.002	0.242	1.088	0.258	1.859 0.335 0.205	0.649
1989		0.840	0.251	0.954	0.268	0.798 0.359 0.335	0.431
1990		0.677	0.219	0.640	0.209 0.516 0.450	0.474 0.200 1.000	0.322
1991		0.531	0.208	0.690	0.204 0.587 0.456	0.365 0.594 0.911	0.298
1992		0.863	0.212	1.194	0.205 1.375 0.386	0.614 0.382 0.208	0.542
1993		0.960	0.194	0.901	0.184 1.086 0.348	0.658 0.614 0.244	0.533
1994		1.054	0.199	1.047	0.201 1.050 0.403	0.619 0.409 0.101	0.783
1995		0.848	0.215	0.942	0.213 1.403 0.359	0.448 0.585 0.126	0.651
1996		3.539	0.272	2.328	0.210 2.201 0.398	1.458 0.630 0.151	0.632
1997		1.623	0.218	1.250	0.202 0.624 0.400	0.619 0.448 0.207	0.506
1998		0.645	0.208	0.788	0.187 0.524 0.362	0.241 0.471 0.260	0.579
1999		0.936	0.204	0.848	0.186 0.621 0.374	0.950 0.537 0.262	0.461
2000		0.996	0.205	0.993	0.183 1.206 0.341	0.434 0.478 0.195	0.587
2001		1.214	0.193	0.857	0.182 0.807 0.348	0.782 0.363 0.258	0.615

Notes: A CV value of 0.2 was the minimum assumed for an individual data point. Series used in assessment update using the ADAPT procedure for catch and effort from 1970-1999: Can GSL, Can SWNS, JLL GOM, JLL NWAtl, Larval, US LL GOM, US RR 66-114, US RR 115-144, US RR <145, US RR 145-176, US RR >195, and Tagging.

Table 13. Partial catch ratios and partial catches used for the Canadian indices.

	<i>Gulf of St Lawrence RR and Tended Line partial catch ratios</i>	<i>South West Nova Scotia Tended Line and Harpoon partial catches</i>			
	<i>13+/10+</i>	<i>Age 7</i>	<i>Age 8</i>	<i>Age 9</i>	<i>Age 10 - 12</i>
1981	0.645				
1982	0.474				
1983	0.445				
1984	0.338				
1985	0.325				
1986	0.407				
1987	0.396				
1988	0.375	87	150	432	323
1989	0.337	461	644	436	616
1990	0.359	402	766	260	368
1991	0.345	368	579	540	470
1992	0.242	200	256	321	663
1993	0.483	32	241	237	473
1994	0.400	131	134	274	411
1995	0.521	24	214	401	496
1996	0.425	30	60	150	638
1997	0.551	81	143	80	280
1998	0.430	56	248	228	287
1999	0.416	76	196	240	240
2000	0.512	17	79	80	231
2001	0.385	161	68	116	111

Table 14. Number of observation used for standardization of the Japanese longline catch and effort data by area in the central Atlantic and its percent with no catch.

<i>Year</i>	<i>Area 3</i>					<i>Area 4</i>			
	<i>Zero</i>	<i>Posit</i>	<i>Total</i>	<i>% Zero</i>		<i>Zero</i>	<i>Posit</i>	<i>Total</i>	<i>% Zero</i>
1990	552	378	930	59%		21	24	45	47%
1991	1491	1204	2695	55%		17	33	50	34%
1992	1783	2752	4535	39%		12	65	77	16%
1993	1178	2068	3246	36%		163	134	297	55%
1994	737	1804	2541	29%		4	7	11	36%
1995	236	337	573	41%		207	900	1107	19%
1996	43	670	713	6%		149	1961	2110	7%
1997	344	1659	2003	17%		939	2767	3706	25%
1998	413	824	1237	33%		1254	3846	5100	25%
1999	321	585	906	35%		964	3590	4554	21%
2000	623	2151	2774	22%		1053	3139	4192	25%
2001	525	1438	1963	27%		727	2448	3175	23%

Table 15. Model specifications for various VPA-2BOX runs for the eastern stock.

	Validation Run 1	Validation Run 2	Validation Run 3	Trial 1	Trial 2
Terminal F estimated	Ages 2, 4 and 8	Ages 2, 4 and 8	Ages 2, 4 and 8	Ages 2, 4 and 8	Ages 1,2,3,4,5,6 8
Terminal year selectivities	$F_1=0.6 \cdot F_2$; $F_3=F_2$; $F_5=F_6=F_7=F_4$; $F_9=F_{10}=F_8$	$F_1=0.6 \cdot F_2$; $F_3=F_2$; $F_5=F_6=F_7=F_4$; $F_9=F_{10}=F_8$	$F_1=0.6 \cdot F_2$; $F_3=F_2$; $F_5=F_6=F_7=F_4$; $F_9=F_{10}=F_8$	$F_1=0.6 \cdot F_2$; $F_3=F_2$; $F_5=F_6=F_7=F_4$; $F_9=F_{10}=F_8$	$F_7=F_6$; $F_9=F_{10}=F_8$
Natural Mortality	SBT	SBT	SBT	SBT	SBT
F ratios (F10+ / F9)	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0
Tuning Fleets (see Table CPUE for indices)	ESP BB old (age 2) FR PS 2A old (age 2) FR PS 2B old (age 2) FR PS 3A old (age 3) FR PS 3B old (age 3) ESP TRAP old (age 4+) JP LL old (8+)	ESP BB old (age 2) FR PS 2A old (age 2) FR PS 2B old (age 2) FR PS 3A old (age 3) FR PS 3B old (age 3) ESP TRAP old (age 4+) JP LL old (8+)	ESPTRAPS New (age 6+) ESP BB2 (age 2) JAP LL 5 & Med (age 8+)	ESP TRAP New (age 6+) ESP BB1 (age 1) ESP BB2 (age 2) ESP BB3 (age 3) ESP BB4 (age 4) ESP BB5 (age 5) JAP LL E & Med (8+)	ESP TRAP New (age 6+) ESP BB1 (age 1) ESP BB2 (age 2) ESP BB3 (age 3) ESP BB4 (age 4) ESP BB5 (age 5) JAP LL E & Med (8+)
Scale Indices to Mean Selectivity of multi-age indices	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54
Index Weighting	Inverse to input CVs	Inverse to input CVs	Inverse to input CVs	Inverse to input CVs	Inverse to input CVs
Minimization	Log Normal Errors	Log Normal Errors	Log Normal Errors	Log Normal Errors	Log Normal Errors
Stock/recruitment option	No Penalty	No Penalty	No Penalty	No Penalty	No Penalty
Catch Matrix	1970-1997 (Genoa 1998)	1970-1997 (Madrid 2002)	1970-1997 (Madrid 2002)	1970-1997 (Madrid 2002)	1970-2000 (Madrid 2002)
Terminal F estimated	Trial 3 Ages 1,2,3,4,5,6,8 $F_7=F_6$; $F_9=F_{10}=F_8$	Trial 4 Ages 2,3,4,5,6,8 $F_1=0.6 \cdot F_2$; $F_7=F_6$; $F_9=F_{10}=F_8$	Trial 5 Ages 2,3,6,8 $F_1=0.6 \cdot F_2$; $F_4=F_5=F_3$; $F_7=F_6$; $F_9=F_{10}=F_8$	Trial 6 Ages 2,3,6,8 $F_1=0.6 \cdot F_2$; $F_4=F_5=F_3$; $F_7=F_6$; $F_9=F_{10}=F_8$	Trial 7 Ages 2,3,6,8 $F_1=0.6 \cdot F_2$; $F_4=F_5=F_3$; $F_7=F_6$; $F_9=F_{10}=F_8$
Terminal year selectivities	SBT	SBT	SBT	SBT	SBT
Natural Mortality	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0
F ratios (F10+ / F9)	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0
Tuning Fleets (see Table CPUE for indices)	ESP TRAP New (age 6+) ESP BB1 (age 1) ESP BB2 (age 2) ESP BB3 (age 3) ESP BB4 (age 4) ESP BB5 (age 5) JAP LL E & Med (8+)	ESP TRAP New (age 6+) ESP BB2 (age 2) ESP BB3 (age 3) ESP BB4 (age 4) ESP BB5 (age 5) JAP LL E & Med (8+)	ESP TRAP New (age 6+) ESP BB2 (age 2) ESP BB3 (age 3) JAP LL E & Med (8+)	ESP TRAP New (age 6+) ESP BB2 (age 2) ESP BB3 (age 3) JAP LL E & Med (8+)	ESP TRAP New (age 6+) ESP BB2 (age 2) without 1995 year class ESP BB3 (age 3) without 1995 year class JAP LL E & Med (8+)
Scale Indices to Mean Selectivity of multi-age indices	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54
Index Weighting	Equal weighting	Inverse to input CVs	Inverse to input CVs	Equal weighting	Inverse to input CVs
Minimization	Log Normal Errors	Log Normal Errors	Log Normal Errors	Log Normal Errors	Log Normal Errors
Stock/recruitment option	No Penalty	No Penalty	No Penalty	No Penalty	No Penalty
Catch Matrix	1970-2000 (Madrid 2002)	1970-2000 (Madrid 2002)	1970-2000 (Madrid 2002)	1970-2000 (Madrid 2002)	1970-2000 (Madrid 2002)
Terminal F estimated	Trial 8 Ages 2,3,6,8 $F_1=0.6 \cdot F_2$; $F_4=F_5=F_3$; $F_7=F_6$; $F_9=F_{10}=F_8$	Trial 9 Ages 2,3,6,8 $F_1=0.6 \cdot F_2$; $F_4=F_5=F_3$; $F_7=F_6$; $F_9=F_{10}=F_8$	Trial 10 Ages 2,3,6,8 $F_1=0.6 \cdot F_2$; $F_4=F_5=F_3$; $F_7=F_6$; $F_9=F_{10}=F_8$	Trial 11 Ages 2,3,6,8 $F_1=0.6 \cdot F_2$; $F_4=F_5=F_3$; $F_7=F_6$; $F_9=F_{10}=F_8$	Trial 12 Ages 2,3,6 8 $F_1=0.6 \cdot F_2$; $F_4=F_5=F_3$; $F_7=F_6$; $F_9=F_{10}=F_8$
Terminal year selectivities	SBT	SBT	SBT	SBT	SBT
Natural Mortality	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0
F ratios (F10+ / F9)	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0	Fixed at 1.0
Tuning Fleets (see Table CPUE for indices)	ESP TRAP New (age 6+) ESP BB2 (age 2) ESP BB3 (age 3) JAP LL E & Med (8+)	ESP TRAP New (age 6+) ESP BB2 (age 2) ESP BB3 (age 3) JAP LL E & Med (8+)	ESP TRAP New (age 6+) ESP BB2 (age 2) ESP BB3 (age 3) JAP LL E & Med (8+)	ESP TRAP New (age 6+) ESP BB2 (age 2) ESP BB3 (age 3) JAP LL E & Med (8+)	ESP TRAP New (age 6+) ESP BB2 (age 2) ESP BB3 (age 3) JAP LL E & Med (8+)
Scale Indices to Mean Selectivity of multi-age indices	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54	Yes Eqn 4 of SCRS/98/54
Index Weighting	Equal weighting	Inverse to input CVs	Inverse to input CVs	Inverse to input CVs	Inverse to input CVs
Minimization	Log Normal Errors	Log Normal Errors	Log Normal Errors	Log Normal Errors	Log Normal Errors
Table 15. Continued...	Trial 8	Trial 9	Trial 10	Trial 11	Trial 12
Stock/recruitment option	No Penalty	No Penalty	Penalty	Penalty	No Penalty
Catch Matrix	Alternative catch scenario 1970-2000 (Madrid 2002)	1970-2000 (Madrid 2002)	1970-2000 (Madrid 2002)	1970-2000 (Madrid 2002)	Alternative catch scenario 1970-2000 (Madrid 2002)
Other specifications		Constraint on the variability in the vulnerability on ages 1 to 9 for last 5 years (sigma=0.5). Different assumptions for the F-ratio were considered based on this trial	Recruitment constrained over last 5 years (sigma=0.3)	Vulnerability on ages 1 to 9 constrained to change over last 5 years (sigma=0.5) ; Recruitment constrained over last 5 years (sigma=0.3)	Change in vulnerability (ages 1 to 9) over the last year constrained to change over last 5 years (sigma=0.5)

SBT natural mortality vector for ages 1 to 10+= 0.49, 0.24, 0.24, 0.24, 0.24, 0.20, 0.175, 0.15, 0.125, 0.10.

Table 16. VPA-2BOX Estimates of eastern bluefin tuna stock sizes for Trials 5, 9 and 12. The tables on the right-hand side show values calculated after the retrospective adjustment.

	Unadjusted										Adjusted										
Trial 5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+	Trial 5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1970	843168	428450	282534	253715	356924	433965	150789	148932	124146	501777	1970	838668	424520	279179	250718	351866	427518	148716	146854	122459	494961
1971	1487702	415283	272528	198419	183819	272106	349409	122464	125172	534073	1971	1474525	412534	269440	195780	181462	268129	344131	120724	123383	526444
1972	954088	767932	249057	169979	141433	133311	218817	289171	100629	568952	1972	945826	759868	246899	167553	139358	131457	215561	284741	99131	560483
1973	1380916	494461	483311	131631	118571	102490	102568	179696	246555	585680	1973	1364375	489406	476971	129938	116663	100858	101050	176963	242743	576624
1974	1951692	737552	328949	316970	93724	89990	80609	79940	147563	723674	1974	1939214	727424	324974	311986	92392	88490	79272	78666	145211	712142
1975	2039474	1054604	469186	202300	201720	63486	68457	64316	64273	736107	1975	2026856	1046961	461227	199177	197803	62439	67229	63195	63177	723554
1976	1937163	724592	590518	328519	142829	152620	47845	54505	52091	666645	1976	1913151	716960	584518	322260	140373	149539	46987	53474	51126	654294
1977	1390491	1112425	397981	257499	215467	96143	119391	36829	44766	608909	1977	1378804	1097720	391995	252814	210548	94212	116870	36109	43879	596847
1978	1057584	682553	649165	246287	165785	163881	74329	96401	29255	553859	1978	1044930	675404	637619	241585	162102	160012	72747	94284	28636	542133
1979	1297176	512779	379429	394787	172069	125804	132638	60046	81280	500544	1979	1278545	505047	373815	385716	168372	122907	129470	58719	79458	489325
1980	1857857	734573	360092	225189	271687	127550	100561	109165	48162	499572	1980	1838918	723160	354013	220782	264555	124641	98189	106505	47020	487722
1981	1697740	998230	456137	184409	146454	204065	100146	81528	91878	468971	1981	1671967	986632	447169	179646	142990	198455	97766	79537	89589	457290
1982	2904025	921589	514669	260116	130261	103893	161570	80029	65785	485443	1982	2836033	905808	505577	253078	126515	101168	156977	78031	64071	472800
1983	4029217	1344404	511838	256175	174336	96371	81826	130962	60585	455474	1983	3967624	1302886	499455	249052	168803	93425	79595	127106	58866	442552
1984	2251971	1960806	895639	298919	177007	126991	74475	60898	106781	423898	1984	2193865	1923153	863001	289196	171406	122639	72062	59025	103462	410726
1985	2179187	1250453	1021747	635787	208813	122328	95192	57448	46582	428804	1985	2128223	1214863	992231	610122	201169	117924	91630	55423	44970	413975
1986	3377772	1174143	705323	572181	452763	154118	93673	77169	46764	397799	1986	3306710	1142940	677385	549015	432578	148105	90067	74178	45020	382972
1987	2104034	1618022	681702	458785	398583	346954	121151	75491	64370	373283	1987	2046087	1574598	657203	436822	380364	331079	116228	72464	61795	358357
1988	3273896	1110761	917804	425352	331227	301700	276451	93996	60733	368037	1988	3204134	1075297	883720	406104	313954	287369	263453	89864	58129	352257
1989	3210560	1241416	702060	531954	295275	249567	238203	221857	75246	350191	1989	3055675	1378883	674192	505194	280140	235979	226471	210945	71691	333646
1990	3233181	1637895	789025	463666	372747	207357	197782	190388	184157	355580	1990	3113325	1543152	755648	441757	351702	195455	186658	180541	174766	337451
1991	3709488	1671869	1002218	445751	315448	258422	161924	158928	153226	446541	1991	3444527	1598527	927791	419555	298221	241872	152181	149591	144751	421848
1992	3539515	2073935	964148	620900	302936	212477	203701	130854	130873	485400	1992	3304458	1911678	906576	562423	282340	198932	190153	122676	122836	455598
1993	3655464	1889005	1212337	522953	446328	222006	162786	159876	102466	496120	1993	4067421	1745114	1084947	477798	400336	205805	151698	148504	95428	462049
1994	3421740	2016137	830106	634654	354213	326362	165290	125479	129841	491771	1994	2746087	2268416	717756	534829	318712	290188	152027	116172	120053	454717
1995	6475198	1858929	1134768	503866	450420	242539	237009	112554	86337	454742	1995	4363423	1445473	1332829	415629	371914	214625	207400	101429	78332	412602
1996	3019928	3639316	1187196	637201	339323	306554	165968	179852	82289	388658	1996	5307150	2346169	862326	792709	269955	244832	143128	155001	72716	343476
1997	2068817	1475377	2198387	706074	375941	230798	232912	122754	139937	322748	1997	2757521	2875022	1183517	451106	498107	176263	182384	103586	118551	273461
1998	1611483	1009949	649948	1565529	503126	256274	162679	177771	79016	304204	1998	2056734	1431232	1747701	767506	302626	352344	118052	135362	62539	240798
1999	1256907	647542	264926	205747	1164666	383850	129442	130308	144619	284970	1999	1898778	918868	591714	1065346	537003	226135	207892	92848	108119	213085
2000	1785293	532821	262822	70214	78372	885960	303365	100675	102741	309871	2000	4310536	924723	475081	325317	753535	392250	174244	166525	70503	212677

Trial 9	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+	Trial 9	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1970	843642	428877	282889	254024	357443	434542	150952	149075	124270	502280	1970	840572	426189	280590	251968	353947	430182	149552	147684	123141	497715
1971	1489007	415574	272863	198699	184062	272514	349881	122601	125295	534599	1971	1480065	413698	270751	196890	182445	269766	346312	121425	124098	529491
1972	954847	768729	249284	170243	141654	133502	219150	289567	100746	569615	1972	949335	763258	247813	168582	140231	132230	216901	286572	99735	563896
1973	1382494	494927	483938	131809	118778	102663	102724	179976	246896	586490	1973	1371386	491551	479635	130655	117472	101544	101683	178088	244319	580367
1974	1952928	738521	329317	317461	93865	90154	80751	80072	147804	724859	1974	1944586	731719	326662	314081	92957	89127	79834	79198	146179	716888
1975	2040696	1055359	469948	202589	202107	63596	68592	64435	64387	737411	1975	2032283	1050252	464601	200504	199449	62883	67750	63666	63634	728788
1976	1939542	725336	591109	329117	143057	152925	47935	54617	52193	667957	1976	1923469	720243	587101	324912	141416	150833	47351	53911	51531	659483
1977	1391667	1113876	398566	257960	215938	96322	119641	36905	44863	610228	1977	1383819	1104036	394569	254830	212633	95032	117929	36414	44255	601965
1978	1058872	683269	650305	246748	166147	164252	74474	96611	29321	555095	1978	1050356	678470	642577	243608	163687	161653	73419	95174	28899	547107
1979	1299077	513568	379988	395683	172432	126089	132942	60169	81460	501656	1979	1286511	508362	376224	389614	169963	124153	130813	59283	80223	494040
198																					

<i>Trial 9</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+	<i>Trial 9</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1994	2246950	2028414	841444	644730	357794	330012	166627	126418	130826	495499	1994	2924215	2395037	766019	577424	333860	305626	157687	120142	124228	470522
1995	3672698	1140048	1144399	512773	458345	245356	239997	113676	87145	458995	1995	4323579	1554517	1432278	453531	405413	226537	220035	106176	81747	430579
1996	3089554	1923372	622554	644760	346327	312786	168273	182359	83254	393212	1996	4821202	2321776	947982	870829	299750	271169	152875	165604	76801	362756
1997	2118505	1517932	852610	263437	381877	236306	238013	124688	142095	327721	1997	2621856	2577514	1164412	518287	559505	199685	203943	111765	127676	294490
1998	1753226	1040329	683207	507483	155134	260940	167188	182053	80678	310602	1998	2108466	1348215	1514019	752490	355449	400631	137218	153456	69568	267847
1999	1210405	733823	288282	231515	332549	110126	133248	134093	148304	292227	1999	2352167	950044	526995	881805	525196	267686	247364	108936	123691	243753
2000	1646163	504492	330199	88213	98463	231448	79276	103868	105998	319693	2000	5226436	1202018	499838	274557	609195	382962	208261	199659	84348	254138
<i>Trial 12</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+	<i>Trial 12</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1970	837889	423829	278570	250161	350888	426313	148292	146419	122105	493528	1970	835734	421939	276970	248737	348489	423206	147279	145407	121298	490268
1971	1472332	412058	268895	195302	181023	267360	343145	120369	123009	524848	1971	1465901	410739	267410	194043	179903	265472	340601	119518	122138	521157
1972	944500	758528	246523	167124	138982	131112	214931	283913	98825	558754	1972	940539	754593	245487	165958	137991	130231	213386	281778	98093	554652
1973	1361647	488593	475917	129644	116326	100562	100768	176434	242031	574933	1973	1353685	486169	472829	128832	115408	99782	100047	175137	240193	570537
1974	1937267	725757	324336	311157	92162	88225	79030	78430	144756	709910	1974	1931202	720887	322430	308730	91523	87503	78392	77824	143639	704451
1975	2024875	1045768	459917	198676	197151	62257	67012	62991	62973	721224	1975	2018729	1042058	456089	197179	195245	61755	66421	62455	62452	715237
1976	1909303	715758	583580	321230	139979	149026	46839	53292	50950	652049	1976	1897526	712033	580672	318220	138802	147526	46428	52795	50489	646135
1977	1376929	1095357	391051	252079	209737	93902	116449	35984	43722	594713	1977	1371188	1088145	388127	249808	207372	92976	115222	35639	43295	588904
1978	1042892	674259	635765	240844	161525	159375	72494	93931	28529	540102	1978	1036699	670747	630102	238546	159740	157515	71736	92901	28232	534460
1979	1275487	503798	372919	384261	167789	122453	128948	58506	79153	487453	1979	1266351	500012	370162	379814	165981	121048	127425	57869	78267	482014
1980	1835799	721289	353029	220076	263412	124182	97818	106067	46837	485827	1980	1826556	715690	350052	217913	259914	122760	96666	104789	46289	480126
1981	1667696	984722	445697	178875	142435	197554	97389	79225	455365		1981	1655121	979061	441298	176541	140735	194804	96225	78258	88112	449752
1982	2824739	903194	504083	251921	125910	100732	156240	77714	63802	470816	1982	2791637	895499	499646	248469	124074	99395	153989	76737	62970	464679
1983	3957406	1295993	497407	247882	167893	92948	79239	126487	58594	440507	1983	3927377	1275781	491366	244408	165180	91505	78143	124598	57753	434212
1984	2184208	1916903	857580	287587	170485	121924	71672	58726	102929	408610	1984	2155896	1989564	841691	282845	167753	119790	70491	57807	101304	402167
1985	2101476	1208957	987341	605858	199903	117199	91044	55096	44713	411604	1985	2077331	1191618	972966	593362	196174	115051	89297	54104	43921	404334
1986	3288649	1126561	672755	545176	429224	147110	89474	73687	44739	380579	1986	3254378	1111788	659147	533899	419398	144176	87716	72220	43885	373318
1987	1994154	1563569	644344	433186	377345	328440	115412	71967	61373	355906	1987	1967391	1542621	632748	422489	368477	320710	113010	70491	60111	348603
1988	3174170	1043512	875059	396001	311094	284996	261292	89179	57700	349662	1988	3140643	1027137	858625	386889	302680	278018	254963	87163	56430	341964
1989	3103994	1360618	649214	498396	272193	233730	224527	209132	71101	330902	1989	3030201	1340186	636345	485494	265030	227111	218815	203820	69366	322830
1990	3126919	1572702	741318	422123	346357	189206	184818	178909	173204	334436	1990	3069677	1527569	725287	412008	336210	183572	179399	174113	168634	325612
1991	3526285	1606846	951002	408313	282783	237668	147065	148046	143347	417756	1991	3403291	1571829	915557	395734	274829	229690	142452	143498	139219	405738
1992	3292859	1961745	913102	580660	273502	186795	186711	118380	121506	450666	1992	3181322	1886426	885621	552814	263611	180542	180180	114509	117591	436151
1993	3364939	1738018	1124255	482918	414681	198853	141762	145614	91731	456409	1993	3965152	1669750	1065129	461371	392781	191075	136644	140132	88399	439834
1994	2110834	1855486	775813	595319	328410	305545	148957	110155	119287	454254	1994	2769775	2223059	722468	548966	311470	288319	142589	105858	114569	436294
1995	3471559	1073712	1091177	478238	423641	226652	224548	103778	76794	424172	1995	4165366	1476976	1379929	436331	387186	213330	210448	98435	73098	403760
1996	3088514	1822489	597445	627932	327191	296293	160247	173677	77995	368744	1996	4962804	2247194	914141	854741	294242	267626	149345	161842	73398	347011
1997	2311101	1535806	871112	266362	381696	225089	227453	120840	137530	320428	1997	2892002	2682847	1203941	514550	559942	199181	203985	111689	127344	296715
1998	1926490	1184579	768245	540811	164401	267998	163373	176866	82085	317593	1998	2239701	1540102	1668645	802419	359523	408186	142167	157166	74216	287160
1999	1366136	800797	328480	255419	352019	115793	127223	129975	142477	289868	1999	2488518	991716	604138	959951	557715	269265	241664	112174	125523	255398
2000	1833573	577880	358130	93822	102865	243226	82625	97570	100610	303108	2000	5398773	1263571	507593	308805	656041	404996	208261	193633	85291	256978

Table 17. VPA-2BOX estimates of eastern bluefin tuna fishing mortality rates for Trials 5, 9 and 12. The tables on the right-hand side show values calculated after the retrospective adjustment.

Unadjusted											Adjusted										
Trial 5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+	Trial 5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1970	0.218	0.212	0.113	0.082	0.031	0.017	0.033	0.024	0.054	0.050	1970	0.219	0.215	0.115	0.083	0.032	0.017	0.034	0.024	0.055	0.050
1971	0.171	0.271	0.232	0.099	0.081	0.018	0.014	0.046	0.043	0.040	1971	0.173	0.273	0.235	0.100	0.082	0.018	0.014	0.047	0.043	0.040
1972	0.167	0.223	0.398	0.120	0.082	0.062	0.022	0.009	0.030	0.030	1972	0.169	0.226	0.402	0.122	0.083	0.063	0.022	0.010	0.031	0.030
1973	0.137	0.168	0.182	0.100	0.036	0.040	0.074	0.047	0.032	0.030	1973	0.139	0.169	0.184	0.101	0.036	0.041	0.075	0.048	0.033	0.030
1974	0.126	0.212	0.246	0.212	0.150	0.073	0.051	0.068	0.064	0.060	1974	0.126	0.216	0.250	0.216	0.152	0.075	0.052	0.069	0.065	0.060
1975	0.545	0.340	0.116	0.108	0.039	0.083	0.053	0.061	0.081	0.080	1975	0.549	0.343	0.119	0.110	0.040	0.084	0.054	0.062	0.082	0.080
1976	0.065	0.359	0.590	0.182	0.156	0.046	0.087	0.047	0.064	0.060	1976	0.066	0.364	0.598	0.186	0.159	0.046	0.088	0.048	0.065	0.060
1977	0.222	0.299	0.240	0.200	0.034	0.057	0.039	0.080	0.064	0.060	1977	0.224	0.303	0.244	0.204	0.034	0.059	0.040	0.082	0.065	0.060
1978	0.234	0.347	0.257	0.119	0.036	0.012	0.038	0.021	0.052	0.050	1978	0.237	0.352	0.263	0.121	0.037	0.012	0.039	0.021	0.053	0.050
1979	0.079	0.113	0.282	0.134	0.059	0.024	0.020	0.071	0.049	0.040	1979	0.080	0.115	0.287	0.137	0.061	0.025	0.020	0.072	0.050	0.050
1980	0.131	0.236	0.429	0.190	0.046	0.042	0.035	0.022	0.053	0.050	1980	0.133	0.241	0.438	0.194	0.047	0.043	0.036	0.023	0.054	0.050
1981	0.121	0.422	0.322	0.108	0.103	0.033	0.049	0.065	0.040	0.040	1981	0.123	0.429	0.329	0.111	0.106	0.034	0.050	0.066	0.041	0.040

<i>Trial 5</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+	<i>Trial 5</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1982	0.280	0.348	0.458	0.160	0.061	0.039	0.035	0.128	0.088	0.080	1982	0.288	0.355	0.468	0.165	0.063	0.040	0.036	0.132	0.090	0.090
1983	0.230	0.166	0.298	0.130	0.077	0.058	0.120	0.054	0.094	0.090	1983	0.234	0.172	0.306	0.134	0.079	0.060	0.124	0.056	0.097	0.090
1984	0.098	0.412	0.103	0.119	0.129	0.088	0.085	0.118	0.108	0.100	1984	0.101	0.422	0.107	0.123	0.134	0.091	0.088	0.122	0.112	0.110
1985	0.128	0.333	0.340	0.099	0.064	0.067	0.035	0.056	0.076	0.070	1985	0.132	0.344	0.352	0.104	0.066	0.069	0.036	0.058	0.079	0.070
1986	0.246	0.304	0.190	0.122	0.026	0.041	0.041	0.031	0.072	0.070	1986	0.252	0.313	0.199	0.127	0.027	0.042	0.042	0.033	0.075	0.070
1987	0.149	0.327	0.232	0.086	0.038	0.027	0.079	0.068	0.070	0.070	1987	0.153	0.338	0.241	0.090	0.040	0.028	0.082	0.070	0.073	0.070
1988	0.344	0.219	0.305	0.125	0.043	0.036	0.045	0.072	0.099	0.090	1988	0.353	0.227	0.319	0.131	0.046	0.038	0.047	0.076	0.104	0.100
1989	0.183	0.349	0.175	0.116	0.113	0.033	0.049	0.036	0.075	0.070	1989	0.193	0.361	0.183	0.122	0.120	0.034	0.052	0.038	0.079	0.070
1990	0.170	0.251	0.331	0.145	0.126	0.047	0.044	0.067	0.081	0.080	1990	0.177	0.269	0.348	0.153	0.134	0.050	0.046	0.071	0.086	0.080
1991	0.091	0.310	0.239	0.146	0.155	0.038	0.038	0.044	0.105	0.100	1991	0.099	0.327	0.261	0.156	0.165	0.041	0.041	0.047	0.112	0.110
1992	0.138	0.297	0.372	0.090	0.071	0.066	0.067	0.095	0.112	0.110	1992	0.148	0.326	0.400	0.100	0.076	0.071	0.072	0.101	0.119	0.110
1993	0.105	0.582	0.407	0.150	0.073	0.095	0.085	0.058	0.092	0.090	1993	0.094	0.648	0.467	0.165	0.082	0.103	0.092	0.063	0.099	0.090
1994	0.120	0.335	0.259	0.103	0.139	0.120	0.209	0.224	0.207	0.200	1994	0.152	0.292	0.306	0.123	0.155	0.136	0.230	0.244	0.226	0.220
1995	0.086	0.208	0.337	0.155	0.145	0.179	0.101	0.163	0.227	0.220	1995	0.130	0.277	0.280	0.192	0.178	0.205	0.116	0.183	0.253	0.250
1996	0.226	0.264	0.280	0.288	0.145	0.075	0.127	0.101	0.274	0.270	1996	0.123	0.444	0.408	0.225	0.186	0.094	0.148	0.118	0.316	0.310
1997	0.227	0.580	0.100	0.099	0.143	0.150	0.095	0.291	0.312	0.310	1997	0.166	0.258	0.193	0.159	0.106	0.201	0.123	0.355	0.380	0.380
1998	0.422	1.098	0.910	0.056	0.031	0.483	0.047	0.056	0.191	0.190	1998	0.316	0.643	0.255	0.117	0.051	0.328	0.065	0.075	0.248	0.240
1999	0.368	0.662	1.088	0.725	0.034	0.035	0.076	0.088	0.218	0.210	1999	0.229	0.420	0.358	0.106	0.074	0.061	0.047	0.125	0.304	0.300
2000	0.934	1.556	1.589	1.589	1.589	0.049	0.049	0.162	0.162	0.160	2000	0.298	0.621	0.595	0.194	0.089	0.113	0.086	0.095	0.246	0.240

<i>Trial 9</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+	<i>Trial 9</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1970	0.218	0.212	0.113	0.082	0.031	0.017	0.033	0.024	0.054	0.050	1970	0.219	0.214	0.114	0.083	0.032	0.017	0.033	0.024	0.054	0.050
1971	0.171	0.271	0.232	0.098	0.081	0.018	0.014	0.046	0.043	0.040	1971	0.172	0.272	0.234	0.099	0.082	0.018	0.014	0.047	0.043	0.040
1972	0.167	0.223	0.397	0.120	0.082	0.062	0.022	0.009	0.030	0.030	1972	0.168	0.225	0.400	0.121	0.083	0.063	0.022	0.010	0.030	0.030
1973	0.137	0.167	0.182	0.100	0.036	0.040	0.074	0.047	0.032	0.030	1973	0.138	0.169	0.183	0.100	0.036	0.041	0.075	0.047	0.033	0.030
1974	0.125	0.212	0.246	0.212	0.149	0.073	0.051	0.068	0.064	0.060	1974	0.126	0.214	0.248	0.214	0.151	0.074	0.051	0.069	0.065	0.060
1975	0.544	0.340	0.116	0.108	0.039	0.083	0.053	0.061	0.081	0.080	1975	0.547	0.342	0.118	0.109	0.039	0.084	0.053	0.061	0.082	0.080
1976	0.065	0.359	0.589	0.181	0.156	0.045	0.087	0.047	0.064	0.060	1976	0.065	0.362	0.595	0.184	0.157	0.046	0.088	0.047	0.065	0.060
1977	0.221	0.298	0.240	0.200	0.034	0.057	0.039	0.080	0.064	0.060	1977	0.223	0.301	0.242	0.203	0.034	0.058	0.039	0.081	0.065	0.060
1978	0.234	0.347	0.257	0.118	0.036	0.011	0.038	0.021	0.051	0.050	1978	0.236	0.350	0.260	0.120	0.036	0.012	0.039	0.021	0.052	0.050
1979	0.079	0.113	0.281	0.133	0.059	0.024	0.020	0.070	0.049	0.040	1979	0.079	0.115	0.284	0.136	0.060	0.024	0.020	0.071	0.050	0.050
1980	0.131	0.236	0.428	0.190	0.046	0.042	0.035	0.022	0.053	0.050	1980	0.132	0.239	0.434	0.193	0.047	0.042	0.035	0.023	0.054	0.050
1981	0.121	0.422	0.321	0.107	0.103	0.033	0.049	0.064	0.040	0.040	1981	0.122	0.426	0.326	0.109	0.105	0.034	0.050	0.065	0.041	0.040
1982	0.279	0.347	0.457	0.160	0.061	0.039	0.035	0.128	0.088	0.080	1982	0.284	0.352	0.464	0.163	0.062	0.039	0.036	0.130	0.089	0.080
1983	0.230	0.166	0.297	0.129	0.077	0.058	0.120	0.054	0.094	0.090	1983	0.232	0.169	0.303	0.132	0.078	0.059	0.122	0.055	0.095	0.090
1984	0.098	0.411	0.102	0.118	0.129	0.088	0.084	0.118	0.108	0.100	1984	0.100	0.417	0.105	0.121	0.132	0.090	0.086	0.120	0.110	0.110
1985	0.128	0.331	0.339	0.099	0.063	0.067	0.035	0.056	0.075	0.070	1985	0.130	0.339	0.347	0.102	0.065	0.068	0.036	0.057	0.077	0.070
1986	0.245	0.303	0.189	0.121	0.026	0.041	0.041	0.031	0.072	0.070	1986	0.249	0.309	0.195	0.125	0.027	0.042	0.042	0.032	0.074	0.070
1987	0.148	0.326	0.231	0.085	0.038	0.027	0.078	0.067	0.069	0.060	1987	0.151	0.333	0.237	0.088	0.040	0.028	0.081	0.069	0.071	0.070
1988	0.343	0.218	0.304	0.124	0.043	0.036	0.045	0.072	0.098	0.090	1988	0.349	0.223	0.313	0.129	0.044	0.037	0.046	0.074	0.102	0.100
1989	0.182	0.347	0.174	0.115	0.113	0.032	0.049	0.036	0.075	0.070	1989	0.189	0.356	0.179	0.119	0.117	0.034	0.051	0.037	0.077	0.070
1990	0.169	0.250	0.329	0.144	0.126	0.047	0.043	0.067	0.081	0.080	1990	0.174	0.261	0.341	0.150	0.131	0.049	0.045	0.069	0.084	0.080
1991	0.091	0.309	0.237	0.145	0.154	0.038	0.038	0.044	0.105	0.100	1991	0.096	0.320	0.251	0.152	0.161	0.039	0.039	0.046	0.109	0.100
1992	0.137	0.294	0.369	0.089	0.070	0.066	0.067	0.094	0.111	0.110	1992	0.144	0.313	0.388	0.095	0.074	0.069	0.070	0.098	0.116	0.110
1993	0.104	0.576	0.402	0.148	0.072	0.094	0.085	0.058	0.092	0.090	1993	0.089	0.618	0.440	0.158	0.078	0.099	0.089	0.061	0.096	0.090
1994	0.189	0.332	0.255	0.101	0.137	0.119	0.207	0.222	0.206	0.200	1994	0.142	0.274	0.284	0.114	0.148	0.129	0.221	0.235	0.218	0.210
1995	0.157	0.365	0.334	0.152	0.142	0.177	0.100	0.161	0.225	0.220	1995	0.132	0.255	0.258	0.174	0.162	0.193	0.109	0.174	0.241	0.240
1996	0.221	0.574	0.620	0.284	0.142	0.073	0.125	0.099	0.270	0.270	1996	0.136	0.450	0.364	0.202	0.166	0.085	0.138	0.110	0.296	0.290
1997	0.221	0.558	0.279	0.290	0.141	0.146	0.093	0.285	0.306	0.300	1997	0.175	0.292	0.197	0.137	0.094	0.175	0.109	0.324	0.347	0.340
1998	0.381	1.043	0.842	0.183	0.103	0.472	0.046	0.055	0.187	0.180	1998	0.307	0.699	0.301	0.120	0.044	0.282	0.056	0.066	0.220	0.220
1999	0.385	0.559	0.944	0.615	0.122	0.129	0.074	0.085	0.212	0.210	1999	0.181	0.403	0.412	0.130	0.076	0.051	0.039	0.106	0.260	0.260
2000	1.064	1.773	1.022	1.022	1.022	0.199	0.199	0.157	0.157	0.150	2000	0.301	0.567	0.731	0.287	0.132	0.138	0.084	0.092	0.241	0.240

<i>Trial 12</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+	<i>Trial 12</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1970	0.220	0.215	0.115	0.083	0.032	0.017	0.034	0.024	0.055	0.055	1970	0.220	0.216	0.116	0.084	0.032	0.017	0.034	0.024	0.055	0.055
1971	0.173	0.274	0.236	0.100	0.083	0.018	0.014	0.047	0.043	0.043	1971	0.174	0.275	0.237	0.101	0.083	0.018	0.015	0.048	0.044	0.044
1972	0.169	0.226	0.403	0.122	0.084	0.063	0.022	0.010	0.031	0.031	1972	0.170	0.227	0.405	0.123	0.084	0.064	0.023	0.010	0.031	0.031
1973	0.139	0.																			

<i>Trial 12</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+	<i>Trial 12</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
1977	0.224	0.304	0.245	0.205	0.035	0.059	0.040	0.082	0.066	0.066	1977	0.225	0.306	0.247	0.207	0.035	0.059	0.040	0.083	0.066	0.066
1978	0.238	0.352	0.264	0.121	0.037	0.012	0.039	0.021	0.053	0.053	1978	0.239	0.354	0.266	0.123	0.037	0.012	0.040	0.021	0.053	0.053
1979	0.080	0.116	0.287	0.138	0.061	0.025	0.020	0.072	0.050	0.050	1979	0.081	0.117	0.290	0.139	0.062	0.025	0.021	0.073	0.051	0.051
1980	0.133	0.241	0.440	0.195	0.048	0.043	0.036	0.023	0.055	0.055	1980	0.134	0.244	0.445	0.197	0.048	0.044	0.036	0.023	0.055	0.055
1981	0.123	0.430	0.331	0.111	0.106	0.035	0.051	0.066	0.042	0.042	1981	0.124	0.433	0.334	0.113	0.108	0.035	0.051	0.067	0.042	0.042
1982	0.289	0.357	0.470	0.166	0.064	0.040	0.036	0.132	0.091	0.091	1982	0.293	0.360	0.475	0.168	0.064	0.041	0.037	0.134	0.092	0.092
1983	0.235	0.173	0.308	0.134	0.080	0.060	0.125	0.056	0.097	0.097	1983	0.237	0.176	0.312	0.136	0.081	0.061	0.126	0.057	0.099	0.099
1984	0.101	0.423	0.107	0.124	0.135	0.092	0.088	0.123	0.112	0.112	1984	0.103	0.429	0.110	0.126	0.137	0.094	0.090	0.125	0.114	0.114
1985	0.133	0.346	0.354	0.105	0.067	0.070	0.037	0.058	0.079	0.079	1985	0.135	0.352	0.360	0.107	0.068	0.071	0.037	0.059	0.080	0.080
1986	0.254	0.319	0.200	0.128	0.028	0.043	0.043	0.033	0.076	0.076	1986	0.257	0.324	0.205	0.131	0.028	0.044	0.044	0.034	0.077	0.077
1987	0.158	0.340	0.247	0.091	0.041	0.029	0.083	0.071	0.073	0.073	1987	0.160	0.346	0.252	0.093	0.042	0.029	0.085	0.072	0.075	0.075
1988	0.357	0.235	0.323	0.135	0.046	0.038	0.048	0.077	0.104	0.104	1988	0.362	0.239	0.330	0.138	0.047	0.039	0.049	0.078	0.107	0.107
1989	0.190	0.367	0.190	0.124	0.124	0.035	0.052	0.038	0.080	0.080	1989	0.195	0.374	0.195	0.127	0.127	0.036	0.054	0.040	0.082	0.082
1990	0.176	0.263	0.356	0.161	0.137	0.052	0.047	0.072	0.086	0.086	1990	0.179	0.272	0.366	0.165	0.141	0.054	0.048	0.074	0.089	0.089
1991	0.096	0.325	0.253	0.161	0.175	0.041	0.042	0.048	0.113	0.113	1991	0.100	0.334	0.265	0.166	0.180	0.043	0.043	0.049	0.116	0.116
1992	0.149	0.317	0.397	0.097	0.079	0.076	0.074	0.105	0.121	0.121	1992	0.155	0.332	0.412	0.102	0.082	0.079	0.076	0.109	0.125	0.125
1993	0.105	0.567	0.396	0.146	0.065	0.089	0.077	0.049	0.084	0.084	1993	0.089	0.598	0.423	0.153	0.069	0.093	0.080	0.051	0.087	0.087
1994	0.186	0.291	0.244	0.100	0.131	0.108	0.186	0.211	0.197	0.197	1994	0.139	0.237	0.264	0.109	0.138	0.115	0.196	0.220	0.205	0.205
1995	0.154	0.346	0.313	0.140	0.118	0.147	0.082	0.136	0.203	0.203	1995	0.127	0.240	0.239	0.154	0.129	0.157	0.088	0.144	0.214	0.214
1996	0.209	0.498	0.568	0.258	0.134	0.064	0.107	0.083	0.228	0.228	1996	0.125	0.384	0.335	0.183	0.150	0.072	0.116	0.090	0.244	0.244
1997	0.178	0.453	0.237	0.243	0.114	0.120	0.077	0.237	0.259	0.259	1997	0.140	0.235	0.166	0.119	0.076	0.137	0.086	0.259	0.282	0.282
1998	0.388	1.043	0.861	0.189	0.111	0.545	0.054	0.066	0.216	0.216	1998	0.325	0.696	0.313	0.124	0.049	0.324	0.062	0.075	0.242	0.242
1999	0.370	0.565	1.013	0.669	0.130	0.138	0.090	0.106	0.247	0.247	1999	0.188	0.430	0.431	0.141	0.080	0.057	0.047	0.124	0.285	0.285
2000	1.252	2.087	1.261	1.261	1.261	0.226	0.226	0.198	0.198	0.198	2000	0.290	0.531	0.715	0.251	0.122	0.130	0.084	0.095	0.238	0.238

Table 18. Summary of the AIC, AIC_c, and P-values for the chi-squared discrepancy statistics for the four alternative weighting methods.

<i>Statistics</i>	<i>Equal Weighting Deviance scaling Addition variance (single) Additional variance (by series)</i>			
Number of parameters	19	19	19	30
Number of data points	167	167	167	167
Degrees of freedom	148	148	148	137
Negative Log-Like	-14.87	-11.56	-13.66	-22.43
AIC	8.26	14.88	10.68	15.14
AICC	13.43	20.05	15.85	28.82
CHI**2	162.94	154.81	153.87	140.15
CHI**2 (pvalue)	0.19	0.33	0.35	0.41
	number of data points	CHI**2 Per Series		
CAN GSL	21	11.60	11.90	9.27
CAN SWNS	14	34.25	24.34	29.25
JLL GOM	8	4.88	4.08	6.96
JLL NW Atl	26	25.71	16.97	32.61
LARVAL	22	21.17	22.15	18.68
US RR < 145	12	7.04	6.62	6.79
US RR 66-114	9	5.98	6.78	3.69
US RR 115-144	9	8.33	10.46	5.25
US LL GOM	15	29.54	30.69	22.11
TAGGING	12	8.38	5.87	13.53
US RR > 195	10	3.59	12.35	4.37
US RR > 177	9	2.47	2.60	1.36
Total	167	162.94	154.81	153.87

Table 19 Base Case results for the western stock.

```

*****
VPA-2BOX
SUMMARY STATISTICS AND DIAGNOSTIC OUTPUT
*****
BFT west 70-02 Base Case
7:09, 25 July 2002
=====
Total objective function = -14.87
Number of parameters = 19
Number of data points = 167
AIC {Deviance+2P} = 205.20
AICc {Deviance+2P(...)} = 210.37
BIC {Deviance+Plog(nd)} = 264.44
Chi-square discrepancy = 235.55
Log-likelihood (deviance)= 13.81 ( 167.20)
effort data = 13.81 ( 167.20)
Log-posteriors = 1.05
catchability = 0.00
f-ratio = 1.05
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 2002 Base Case WEST OF 45

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1970	0.228	0.720	0.915	0.235	0.086	0.032	0.016	0.005	0.024	0.024
1971	0.290	1.169	0.586	0.973	0.010	0.048	0.090	0.154	0.040	0.040
1972	0.231	0.921	0.830	0.094	0.174	0.002	0.019	0.030	0.038	0.038
1973	0.036	0.668	0.774	0.381	0.067	0.086	0.018	0.063	0.035	0.035
1974	0.131	0.183	0.373	0.340	0.270	0.026	0.068	0.021	0.054	0.107
1975	0.391	0.552	0.101	0.349	0.061	0.064	0.014	0.061	0.044	0.087
1976	0.044	0.288	0.536	0.044	0.124	0.031	0.029	0.062	0.062	0.122
1977	0.016	0.238	0.209	0.450	0.091	0.211	0.105	0.088	0.072	0.142
1978	0.105	0.171	0.322	0.191	0.242	0.095	0.050	0.065	0.073	0.143
1979	0.037	0.301	0.386	0.393	0.142	0.110	0.076	0.056	0.096	0.188
1980	0.052	0.292	0.550	0.350	0.113	0.165	0.239	0.129	0.124	0.244
1981	0.112	0.206	0.507	0.510	0.396	0.197	0.222	0.198	0.135	0.266
1982	0.068	0.087	0.046	0.023	0.051	0.072	0.033	0.053	0.073	0.068
1983	0.041	0.058	0.096	0.030	0.049	0.178	0.177	0.108	0.122	0.113
1984	0.014	0.105	0.053	0.077	0.085	0.116	0.157	0.128	0.118	0.110
1985	0.008	0.106	0.235	0.100	0.212	0.218	0.091	0.224	0.155	0.144
1986	0.007	0.104	0.182	0.089	0.050	0.115	0.067	0.057	0.178	0.165
1987	0.024	0.198	0.215	0.192	0.147	0.134	0.143	0.115	0.155	0.145
1988	0.059	0.184	0.253	0.134	0.191	0.195	0.172	0.181	0.199	0.185
1989	0.017	0.202	0.044	0.114	0.073	0.145	0.170	0.189	0.245	0.228
1990	0.028	0.110	0.446	0.066	0.098	0.091	0.153	0.208	0.223	0.207
1991	0.045	0.226	0.418	0.120	0.068	0.105	0.160	0.244	0.232	0.216
1992	0.010	0.100	0.041	0.040	0.068	0.035	0.113	0.161	0.239	0.223
1993	0.008	0.030	0.112	0.085	0.145	0.121	0.099	0.209	0.186	0.173
1994	0.093	0.019	0.050	0.066	0.086	0.156	0.167	0.178	0.171	0.159
1995	0.008	0.070	0.122	0.157	0.154	0.094	0.089	0.175	0.185	0.172
1996	0.005	0.085	0.138	0.243	0.134	0.066	0.134	0.138	0.187	0.174
1997	0.004	0.014	0.073	0.085	0.107	0.096	0.124	0.146	0.210	0.195
1998	0.002	0.020	0.069	0.041	0.136	0.079	0.168	0.257	0.241	0.224
1999	0.001	0.005	0.057	0.034	0.027	0.118	0.218	0.279	0.312	0.291
2000	0.023	0.009	0.010	0.049	0.119	0.051	0.391	0.265	0.292	0.272
2001	0.038	0.119	0.119	0.049	0.049	0.062	0.062	0.425	0.425	0.395

TABLE 2. ABUNDANCE AT THE BEGINNING OF THE YEAR [BY AREA] FOR BFT 2002 Base Case WEST OF 45

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1970	339984.	217631.	225497.	109661.	47861.	31046.	11859.	35391.	23281.	166366.
1971	266988.	235279.	92127.	78478.	75401.	38186.	26139.	10146.	30617.	161003.
1972	235103.	173615.	63549.	44595.	25777.	64925.	31640.	20762.	7565.	159966.
1973	152763.	162205.	60060.	24091.	35298.	18824.	56333.	26976.	17513.	140260.
1974	487089.	128052.	72315.	24068.	14302.	28702.	15014.	48086.	22015.	132488.
1975	143588.	371404.	92679.	43301.	14886.	9490.	24316.	12200.	40953.	121669.
1976	136118.	84435.	185856.	72822.	26544.	12177.	7741.	20844.	9982.	131037.
1977	86557.	113296.	55037.	94549.	60599.	20380.	10266.	6538.	17034.	109024.
1978	55327.	74062.	77666.	38817.	52412.	48079.	14341.	8034.	5206.	95973.
1979	81449.	43323.	54286.	48942.	27875.	35782.	38019.	11857.	6545.	76502.
1980	67036.	68252.	27867.	32088.	28716.	21027.	27856.	30621.	9751.	60262.
1981	61460.	55336.	44310.	13980.	19655.	22298.	15507.	19077.	23407.	48531.
1982	57357.	47767.	39170.	23201.	7297.	11502.	15926.	10801.	13600.	50105.
1983	96243.	46580.	38056.	32513.	19706.	6025.	9300.	13401.	8907.	51680.
1984	68343.	80317.	38225.	30066.	27435.	16313.	4386.	6774.	10455.	46962.
1985	74486.	58606.	62842.	31511.	24210.	21918.	12627.	3260.	5183.	44645.
1986	91726.	64226.	45810.	43195.	24775.	17024.	15320.	10024.	2266.	37459.
1987	68750.	79219.	50309.	33193.	34349.	20488.	13194.	12452.	8231.	29255.
1988	91673.	58359.	56483.	35267.	23812.	25776.	15574.	9945.	9647.	28135.
1989	50771.	75159.	42229.	38124.	26807.	17104.	18441.	11401.	7214.	27202.
1990	90988.	43405.	53371.	35126.	29566.	21665.	12866.	13528.	8205.	23739.
1991	80782.	76885.	33791.	29702.	28577.	23305.	17196.	9597.	9552.	22482.
1992	47480.	67118.	53335.	19339.	22901.	23200.	18248.	12735.	6535.	22338.
1993	46026.	40886.	52781.	44513.	16161.	18605.	19482.	14175.	9429.	20016.
1994	24204.	39697.	34491.	41004.	35562.	12158.	14337.	15341.	10003.	21451.
1995	143648.	19178.	33868.	28521.	33370.	28359.	9047.	10543.	11162.	23245.
1996	85494.	123886.	15552.	26071.	21194.	24868.	22444.	7194.	7692.	25091.
1997	56820.	73971.	98890.	11772.	17774.	16108.	20240.	17057.	5448.	23870.
1998	150680.	49219.	63389.	79926.	9399.	13889.	12724.	15545.	12818.	20907.
1999	36663.	130763.	41938.	51420.	66708.	7131.	11154.	9349.	10456.	23293.
2000	3615.	31832.	113137.	34431.	43197.	56451.	5509.	7800.	6149.	21795.
2001	40254.	3071.	27423.	97418.	28513.	33341.	46649.	3239.	5202.	18426.
2002		33700.	2372.	21174.	80667.	23610.	27231.	38101.	1842.	13751.

TABLE 3. CATCH OF BFT 2002 Base Case WEST OF 45

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1970	64886.	105064.	127518.	21455.	3677.	914.	176.	162.	514.	3673.
1971	62998.	153364.	38360.	46074.	672.	1673.	2109.	1350.	1133.	5958.
1972	45402.	98578.	33762.	3730.	3857.	118.	569.	576.	261.	5519.
1973	5105.	74311.	30482.	7161.	2132.	1451.	953.	1544.	555.	4445.
1974	55958.	20056.	21094.	6506.	3170.	683.	916.	913.	1081.	12507.
1975	43556.	148027.	8328.	11963.	821.	547.	317.	671.	1651.	9473.
1976	5412.	19781.	72393.	2910.	2899.	344.	206.	1168.	558.	14033.
1977	1274.	22419.	9717.	32139.	4946.	3633.	957.	513.	1109.	13532.
1978	5133.	10863.	20015.	6315.	10530.	4061.	655.	472.	341.	11982.
1979	2745.	10552.	16288.	14916.	3448.	3494.	2612.	599.	557.	12281.
1980	3160.	16183.	11068.	8881.	2866.	2982.	5533.	3454.	1061.	12214.
1981	6087.	9616.	16541.	5244.	6023.	3721.	2884.	3211.	2764.	10621.
1982	3528.	3729.	1654.	498.	342.	751.	477.	519.	896.	3077.
1983	3600.	2438.	3243.	891.	880.	917.	1410.	1285.	956.	5179.
1984	868.	7504.	1848.	2072.	2077.	1671.	594.	759.	1091.	4575.
1985	568.	5523.	12310.	2814.	4329.	4019.	1024.	612.	696.	5603.
1986	563.	5939.	7135.	3442.	1128.	1726.	931.	520.	345.	5335.
1987	1513.	13326.	9114.	5427.	4393.	2406.	1640.	1266.	1108.	3681.
1988	4874.	9150.	11820.	4141.	3870.	4268.	2300.	1540.	1628.	4444.
1989	787.	12877.	1703.	3845.	1762.	2154.	2693.	1835.	1467.	5185.
1990	2379.	4239.	18015.	2106.	2578.	1761.	1708.	2377.	1534.	4157.
1991	3340.	14535.	10826.	3140.	1765.	2163.	2381.	1946.	1850.	4080.
1992	420.	5985.	1991.	700.	1401.	738.	1815.	1766.	1302.	4171.
1993	339.	1131.	5246.	3369.	2034.	1975.	1715.	2497.	1494.	2967.
1994	2003.	690.	1573.	2446.	2748.	1637.	2066.	2339.	1467.	2942.
1995	1069.	1204.	3626.	3872.	4455.	2375.	721.	1585.	1759.	3427.
1996	380.	9467.	1879.	5264.	2491.	1481.	2639.	867.	1229.	3751.
1997	191.	986.	6494.	897.	1680.	1375.	2205.	2162.	966.	3963.
1998	248.	914.	3962.	2982.	1118.	989.	1842.	3292.	2565.	3921.
1999	44.	583.	2178.	1616.	1656.	742.	2041.	2131.	2628.	5499.
2000	77.	269.	1008.	1525.	4528.	2606.	1672.	1700.	1460.	4858.
2001	1391.	321.	2866.	4322.	1265.	1884.	2636.	1051.	1688.	5635.

TABLE 4. SPAWNING STOCK FECUNDITY AND RECRUITMENT OF BFT 2002 Base Case WEST OF 45

year	spawning biomass	recruits from VPA
1970	50033.	339984.
1971	45236.	266988.
1972	45281.	235103.
1973	43241.	152763.
1974	44134.	487089.
1975	37905.	143588.
1976	36340.	136118.
1977	31017.	86557.
1978	28400.	55327.
1979	22514.	81449.
1980	21304.	67036.
1981	18825.	61460.
1982	17973.	57357.
1983	17575.	96243.
1984	14973.	68343.
1985	11930.	74486.
1986	11316.	91726.
1987	10141.	68750.
1988	9613.	91673.
1989	8858.	50771.
1990	8638.	90988.
1991	7899.	80782.
1992	7645.	47480.
1993	8099.	46026.
1994	8352.	24204.
1995	8880.	143648.
1996	8332.	85494.
1997	8741.	56820.
1998	8693.	150680.
1999	7616.	36663.
2000	6872.	3615.
2001	5024.	40254.

TABLE 5. FITS TO INDEX DATA FOR BFT 2002 Base Case WEST OF 45

5.1 CAN GSL									
Lognormal dist.									
average numbers									
Ages 10 - 10									
log-likelihood = 4.13									
deviance = 16.24									
Chi-sq. discrepancy= 16.56									
Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy	
1981	0.539	0.728	-0.188	0.558	0.805E-04	1.715	2.070	0.081	
1982	0.501	0.546	-0.045	0.558	0.805E-04	1.650	1.726	0.005	
1983	0.911	0.492	0.420	0.558	0.805E-04	2.487	1.635	0.744	
1984	0.333	0.122	0.210	0.558	0.805E-04	1.395	1.130	0.150	
1985	-0.631	0.016	-0.647	0.558	0.805E-04	0.532	1.016	0.621	
1986	-0.400	0.056	-0.456	0.558	0.805E-04	0.670	1.057	0.367	
1987	-0.941	-0.209	-0.732	0.558	0.805E-04	0.390	0.811	0.737	
1988	-0.292	-0.322	0.030	0.558	0.805E-04	0.747	0.725	0.002	
1989	-0.295	-0.482	0.187	0.558	0.805E-04	0.744	0.617	0.116	
1990	-0.859	-0.546	-0.313	0.558	0.805E-04	0.424	0.579	0.198	
1991	-0.254	-0.644	0.390	0.558	0.805E-04	0.776	0.525	0.622	
1992	-0.211	-1.007	0.796	0.558	0.805E-04	0.810	0.365	4.054	
1993	-0.046	-0.401	0.356	0.558	0.805E-04	0.955	0.669	0.499	
1994	-1.160	-0.517	-0.643	0.558	0.805E-04	0.314	0.596	0.616	
1995	0.169	-0.178	0.347	0.558	0.805E-04	1.184	0.837	0.471	
1996	-0.930	-0.307	-0.623	0.558	0.805E-04	0.395	0.736	0.588	
1997	-0.921	-0.106	-0.815	0.558	0.805E-04	0.398	0.899	0.850	
1998	-0.297	-0.498	0.201	0.558	0.805E-04	0.743	0.608	0.136	
1999	0.045	-0.456	0.501	0.558	0.805E-04	1.046	0.634	1.158	
2000	-0.102	-0.307	0.205	0.558	0.805E-04	0.903	0.736	0.142	
2001	0.004	-0.815	0.819	0.558	0.805E-04	1.004	0.443	4.403	

Selectivities by age

Year	10
1981	0.645
1982	0.474
1983	0.445
1984	0.338
1985	0.325
1986	0.407
1987	0.396
1988	0.375
1989	0.337
1990	0.359
1991	0.345
1992	0.242
1993	0.484
1994	0.400
1995	0.521
1996	0.425
1997	0.551
1998	0.431
1999	0.416
2000	0.512
2001	0.385

5.2 CAN SWNS

Lognormal dist.
average numbers
Ages 7 10
log-likelihood = -7.54
deviance = 31.41
Chi-sq. discrepancy= 50.61

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1988	0.549	-0.264	0.813	0.558	0.243E-04	1.731	0.768	4.306
1989	1.135	-0.304	1.439	0.558	0.243E-04	3.112	0.738	28.341
1990	0.708	-0.324	1.032	0.558	0.243E-04	2.030	0.723	8.945
1991	0.137	-0.363	0.499	0.558	0.243E-04	1.147	0.696	1.149
1992	0.111	-0.361	0.472	0.558	0.243E-04	1.117	0.697	0.994
1993	-1.076	-0.266	-0.811	0.558	0.243E-04	0.341	0.767	0.844
1994	0.266	-0.242	0.508	0.558	0.243E-04	1.305	0.785	1.201
1995	-0.124	-0.328	0.204	0.558	0.243E-04	0.884	0.721	0.140
1996	-1.203	-0.360	-0.843	0.558	0.243E-04	0.300	0.698	0.888
1997	-1.459	-0.248	-1.211	0.558	0.243E-04	0.232	0.780	1.349
1998	-1.127	-0.215	-0.911	0.558	0.243E-04	0.324	0.806	0.979
1999	-0.262	-0.412	0.150	0.558	0.243E-04	0.770	0.662	0.072
2000	-1.909	-0.680	-1.229	0.558	0.243E-04	0.148	0.507	1.370
2001	-0.582	-0.469	-0.113	0.558	0.243E-04	0.559	0.625	0.031

Selectivities by age

Year	7	8	9	10
1988	0.286	0.765	1.000	0.542
1989	0.286	0.765	1.000	0.542
1990	0.286	0.765	1.000	0.542
1991	0.286	0.765	1.000	0.542
1992	0.286	0.765	1.000	0.542
1993	0.286	0.765	1.000	0.542
1994	0.286	0.765	1.000	0.542
1995	0.286	0.765	1.000	0.542
1996	0.286	0.765	1.000	0.542
1997	0.286	0.765	1.000	0.542
1998	0.286	0.765	1.000	0.542
1999	0.286	0.765	1.000	0.542
2000	0.286	0.765	1.000	0.542
2001	0.286	0.765	1.000	0.542

5.3 JLL GOM

Lognormal dist.
month 0 numbers
Ages 10 10
log-likelihood = 1.60
deviance = 6.14
Chi-sq. discrepancy= 6.98

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1974	-0.033	0.184	-0.216	0.558	0.907E-05	0.968	1.202	0.104
1975	-0.627	0.099	-0.726	0.558	0.907E-05	0.534	1.104	0.729
1976	-0.406	0.173	-0.579	0.558	0.907E-05	0.666	1.189	0.529
1977	-0.091	-0.011	-0.080	0.558	0.907E-05	0.913	0.989	0.016
1978	-0.132	-0.138	0.006	0.558	0.907E-05	0.876	0.871	0.000
1979	0.252	-0.365	0.618	0.558	0.907E-05	1.287	0.694	1.998
1980	0.147	-0.604	0.751	0.558	0.907E-05	1.158	0.547	3.422
1981	-0.592	-0.820	0.228	0.558	0.907E-05	0.553	0.440	0.179

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

5.4 JLL AREA WT

Not used

5.5 JLL NW ATL

Lognormal dist.
month 0 numbers
Ages 2 - 9
log-likelihood = 2.14
deviance = 26.05
Chi-sq. discrepancy= 37.14

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1976	-0.366	0.299	-0.665	0.558	0.663E-05	0.694	1.349	0.646
1977	0.836	0.251	0.585	0.558	0.663E-05	2.307	1.286	1.729
1978	0.059	0.190	-0.130	0.558	0.663E-05	1.061	1.209	0.041
1979	-0.257	0.109	-0.366	0.558	0.663E-05	0.773	1.115	0.257
1980	0.321	-0.094	0.415	0.558	0.663E-05	1.379	0.910	0.724
1981	0.617	-0.296	0.913	0.558	0.663E-05	1.853	0.744	6.084
1982	-0.576	-0.587	0.010	0.558	0.663E-05	0.562	0.556	0.000
1983	-1.464	-0.532	-0.933	0.558	0.663E-05	0.231	0.588	1.007
1984	-0.271	-0.435	0.164	0.558	0.663E-05	0.763	0.647	0.087
1985	0.079	-0.281	0.361	0.558	0.663E-05	1.083	0.755	0.517
1986	-1.313	-0.263	-1.049	0.558	0.663E-05	0.269	0.768	1.156
1987	-1.006	-0.176	-0.830	0.558	0.663E-05	0.366	0.838	0.870
1988	-0.039	-0.174	0.135	0.558	0.663E-05	0.962	0.840	0.057
1989	-0.219	-0.233	0.014	0.558	0.663E-05	0.804	0.792	0.001
1990	-0.520	-0.192	-0.328	0.558	0.663E-05	0.595	0.826	0.214
1991	-0.594	-0.260	-0.335	0.558	0.663E-05	0.552	0.771	0.221
1992	0.061	-0.279	0.340	0.558	0.663E-05	1.063	0.756	0.450
1993	0.347	-0.204	0.550	0.558	0.663E-05	1.414	0.816	1.474
1994	0.173	-0.237	0.410	0.558	0.663E-05	1.189	0.789	0.705
1995	0.034	-0.268	0.301	0.558	0.663E-05	1.034	0.765	0.338
1996	0.922	-0.358	1.279	0.558	0.663E-05	2.513	0.699	18.413
1997	0.297	-0.205	0.502	0.558	0.663E-05	1.346	0.815	1.164
1998	-0.520	-0.081	-0.439	0.558	0.663E-05	0.595	0.922	0.346
1999	-0.270	-0.004	-0.266	0.558	0.663E-05	0.763	0.997	0.150
2000	0.093	0.208	-0.115	0.558	0.663E-05	1.097	1.231	0.033
2001	-0.312	0.213	-0.524	0.558	0.663E-05	0.732	1.237	0.456

Selectivities by age								
Year	2	3	4	5	6	7	8	9
1976	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1977	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1978	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1979	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1980	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1981	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1982	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1983	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1984	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1985	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1986	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1987	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1988	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1989	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1990	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1991	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1992	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1993	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1994	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1995	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1996	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1997	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1998	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
1999	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
2000	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500
2001	0.059	0.459	0.700	0.871	1.000	0.910	0.708	0.500

5.6 LARVAL

Lognormal dist.
average biomass
Ages 8 10
log-likelihood = 1.05
deviance = 23.57
Chi-sq. discrepancy= 30.80

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1977	0.890	0.822	0.068	0.558	0.731E-07	2.435	2.276	0.013
1978	1.762	0.734	1.028	0.558	0.731E-07	5.824	2.084	8.817
1981	0.245	0.326	-0.081	0.558	0.731E-07	1.277	1.385	0.017
1982	0.415	0.275	0.140	0.558	0.731E-07	1.514	1.317	0.061
1983	0.364	0.254	0.110	0.558	0.731E-07	1.439	1.289	0.037
1984	-0.706	0.093	-0.800	0.558	0.731E-07	0.494	1.098	0.829
1986	-1.343	-0.186	-1.158	0.558	0.731E-07	0.261	0.831	1.287
1987	-0.810	-0.296	-0.514	0.558	0.731E-07	0.445	0.744	0.442
1988	0.620	-0.348	0.968	0.558	0.731E-07	1.859	0.706	7.290
1989	-0.226	-0.429	0.203	0.558	0.731E-07	0.798	0.651	0.139
1990	-0.747	-0.454	-0.292	0.558	0.731E-07	0.474	0.635	0.176
1991	-1.008	-0.543	-0.465	0.558	0.731E-07	0.365	0.581	0.378
1992	-0.488	-0.576	0.088	0.558	0.731E-07	0.614	0.562	0.023
1993	-0.419	-0.519	0.101	0.558	0.731E-07	0.658	0.595	0.031
1994	-0.480	-0.489	0.009	0.558	0.731E-07	0.619	0.613	0.000
1995	-0.802	-0.427	-0.375	0.558	0.731E-07	0.448	0.652	0.267
1996	0.377	-0.491	0.868	0.558	0.731E-07	1.458	0.612	5.234
1997	-0.480	-0.443	-0.037	0.558	0.731E-07	0.619	0.642	0.004
1998	-1.423	-0.447	-0.976	0.558	0.731E-07	0.241	0.639	1.063
1999	-0.051	-0.577	0.526	0.558	0.731E-07	0.950	0.561	1.311
2000	-0.836	-0.681	-0.155	0.558	0.731E-07	0.434	0.506	0.056
2001	-0.246	-0.989	0.743	0.558	0.731E-07	0.782	0.372	3.324

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

5.7 US RR <145

Lognormal dist.
 average numbers
 Ages 1 - 5
 log-likelihood = 3.81
 deviance = 6.37
 Chi-sq. discrepancy= 9.74

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1980	-0.224	-0.239	0.014	0.558	0.849E-05	0.799	0.788	0.001
1981	-0.919	-0.251	-0.668	0.558	0.849E-05	0.399	0.778	0.650
1982	0.743	-0.244	0.987	0.558	0.849E-05	2.102	0.784	7.744
1983	0.108	-0.158	0.266	0.558	0.849E-05	1.114	0.854	0.254
1985	-0.462	0.050	-0.512	0.558	0.849E-05	0.630	1.051	0.440
1986	-0.251	0.029	-0.281	0.558	0.849E-05	0.778	1.030	0.164
1987	0.198	0.079	0.119	0.558	0.849E-05	1.219	1.083	0.043
1988	-0.012	0.017	-0.029	0.558	0.849E-05	0.988	1.017	0.002
1989	-0.012	-0.001	-0.011	0.558	0.849E-05	0.988	0.999	0.000
1990	-0.101	-0.130	0.029	0.558	0.849E-05	0.904	0.878	0.002
1991	0.232	-0.069	0.301	0.558	0.849E-05	1.261	0.933	0.338
1992	-0.198	0.016	-0.215	0.558	0.849E-05	0.820	1.016	0.102

Selectivities by age

Year	1	2	3	4	5
1980	0.216	0.938	1.000	0.224	0.068
1981	0.216	0.938	1.000	0.224	0.068
1982	0.216	0.938	1.000	0.224	0.068
1983	0.216	0.938	1.000	0.224	0.068
1985	0.216	0.938	1.000	0.224	0.068
1986	0.216	0.938	1.000	0.224	0.068
1987	0.216	0.938	1.000	0.224	0.068
1988	0.216	0.938	1.000	0.224	0.068
1989	0.216	0.938	1.000	0.224	0.068
1990	0.216	0.938	1.000	0.224	0.068
1991	0.216	0.938	1.000	0.224	0.068
1992	0.216	0.938	1.000	0.224	0.068

5.8 US RR 66-114

Lognormal dist.
 average numbers
 Ages 2 - 3
 log-likelihood = -0.08
 deviance = 10.66
 Chi-sq. discrepancy= 8.85

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	-0.419	-0.305	-0.114	0.558	0.111E-04	0.658	0.737	0.032
1994	-1.917	-0.575	-1.343	0.558	0.111E-04	0.147	0.563	1.494
1995	-0.637	-0.840	0.203	0.558	0.111E-04	0.529	0.432	0.139
1996	0.593	-0.226	0.819	0.558	0.111E-04	1.810	0.798	4.404
1997	0.870	0.328	0.542	0.558	0.111E-04	2.387	1.389	1.414
1998	0.325	-0.105	0.430	0.558	0.111E-04	1.384	0.900	0.790
1999	-0.046	0.125	-0.171	0.558	0.111E-04	0.955	1.133	0.067
2000	-0.222	0.292	-0.514	0.558	0.111E-04	0.801	1.339	0.442
2001	-1.112	-1.259	0.147	0.558	0.111E-04	0.329	0.284	0.069

Selectivities by age

Year	2	3
1993	0.526	1.000
1994	0.526	1.000
1995	0.526	1.000
1996	0.526	1.000
1997	0.526	1.000
1998	0.526	1.000
1999	0.526	1.000
2000	0.526	1.000
2001	0.526	1.000

5.9 US RR 115-144

Lognormal dist.
 average numbers
 Ages 4 - 5
 log-likelihood = 0.62
 deviance = 9.26
 Chi-sq. discrepancy= 12.13

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	0.583	-0.372	0.956	0.558	0.139E-04	1.792	0.689	7.010
1994	-0.531	-0.198	-0.333	0.558	0.139E-04	0.588	0.820	0.219
1995	-0.566	-0.478	-0.087	0.558	0.139E-04	0.568	0.620	0.019
1996	-0.434	-0.737	0.303	0.558	0.139E-04	0.648	0.479	0.343
1997	-1.917	-1.213	-0.705	0.558	0.139E-04	0.147	0.297	0.700
1998	-0.462	0.091	-0.553	0.558	0.139E-04	0.630	1.096	0.494
1999	-0.411	0.219	-0.630	0.558	0.139E-04	0.663	1.244	0.597
2000	0.222	-0.222	0.445	0.558	0.139E-04	1.249	0.801	0.858
2001	0.999	0.394	0.604	0.558	0.139E-04	2.715	1.483	1.886

Selectivities by age

Year	4	5
1993	1.000	0.688
1994	1.000	0.688
1995	1.000	0.688
1996	1.000	0.688
1997	1.000	0.688
1998	1.000	0.688
1999	1.000	0.688
2000	1.000	0.688
2001	1.000	0.688

5.10 US RR 145-177

Not used

5.11 US RR >195 Comb.

Not used

5.12 US LL GOM

Lognormal dist.
month 0 numbers
Ages 8 - 10
log-likelihood = -1.55
deviance = 20.59
Chi-sq. discrepancy= 42.85

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1987	-0.239	-1.125	0.886	0.558	0.833E-05	0.788	0.325	5.567
1988	-1.585	-1.152	-0.433	0.558	0.833E-05	0.205	0.316	0.338
1989	-1.092	-1.207	0.115	0.558	0.833E-05	0.335	0.299	0.041
1990	0.000	-1.267	1.267	0.558	0.833E-05	1.000	0.282	17.790
1991	-0.094	-1.319	1.226	0.558	0.833E-05	0.911	0.267	15.851
1992	-1.571	-1.352	-0.219	0.558	0.833E-05	0.208	0.259	0.106
1993	-1.413	-1.350	-0.063	0.558	0.833E-05	0.244	0.259	0.010
1994	-2.290	-1.281	-1.009	0.558	0.833E-05	0.101	0.278	1.105
1995	-2.075	-1.254	-0.821	0.558	0.833E-05	0.126	0.285	0.858
1996	-1.888	-1.302	-0.586	0.558	0.833E-05	0.151	0.272	0.539
1997	-1.577	-1.281	-0.296	0.558	0.833E-05	0.207	0.278	0.180
1998	-1.348	-1.240	-0.107	0.558	0.833E-05	0.260	0.289	0.028
1999	-1.339	-1.279	-0.060	0.558	0.833E-05	0.262	0.278	0.009
2000	-1.636	-1.437	-0.200	0.558	0.833E-05	0.195	0.238	0.090
2001	-1.354	-1.654	0.300	0.558	0.833E-05	0.258	0.191	0.335

Selectivities by age

Year	8	9	10
1987	0.346	0.658	1.000
1988	0.346	0.658	1.000
1989	0.346	0.658	1.000
1990	0.346	0.658	1.000
1991	0.346	0.658	1.000
1992	0.346	0.658	1.000
1993	0.346	0.658	1.000
1994	0.346	0.658	1.000
1995	0.346	0.658	1.000
1996	0.346	0.658	1.000
1997	0.346	0.658	1.000
1998	0.346	0.658	1.000
1999	0.346	0.658	1.000
2000	0.346	0.658	1.000
2001	0.346	0.658	1.000

5.13 TAGGING

Lognormal dist.
average numbers
Ages 1 - 3
log-likelihood = 2.14
deviance = 9.72
Chi-sq. discrepancy= 12.02

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1970	13.879	13.359	0.519	0.558	0.111E+01	1065132.000	633679.129	1.269
1971	13.817	13.039	0.778	0.558	0.111E+01	1001624.000	460115.962	3.791
1972	12.976	12.855	0.121	0.558	0.111E+01	431955.000	382689.639	0.045
1973	12.121	12.686	-0.566	0.558	0.111E+01	183616.000	323312.686	0.511
1974	12.741	13.399	-0.657	0.558	0.111E+01	341589.000	659160.295	0.635
1975	13.226	13.149	0.077	0.558	0.111E+01	554596.000	513612.920	0.017
1976	12.442	12.808	-0.365	0.558	0.111E+01	253265.000	364990.944	0.256
1977	12.458	12.412	0.046	0.558	0.111E+01	257385.000	245774.371	0.006
1978	11.704	12.179	-0.474	0.558	0.111E+01	121110.000	194588.256	0.390
1979	11.501	12.037	-0.536	0.558	0.111E+01	98815.000	168957.755	0.472
1980	12.168	11.931	0.237	0.558	0.111E+01	192541.000	151884.010	0.196
1981	12.731	11.910	0.821	0.558	0.111E+01	337995.000	148755.816	4.429

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

5.14 JLL CENTRAL

Not used

5.15 US RR >195

Lognormal dist.
average numbers
Ages 8 - 10
log-likelihood = 3.72
deviance = 4.22
Chi-sq. discrepancy= 4.76

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1983	1.031	0.299	0.732	0.558	0.229E-04	2.805	1.349	3.192
1984	0.220	0.175	0.045	0.558	0.229E-04	1.246	1.192	0.006
1985	-0.154	0.004	-0.158	0.558	0.229E-04	0.857	1.004	0.059

1986	-0.687	-0.101	-0.586	0.558	0.229E-04	0.503	0.904	0.538
1987	-0.637	-0.148	-0.488	0.558	0.229E-04	0.529	0.862	0.409
1988	-0.061	-0.210	0.149	0.558	0.229E-04	0.941	0.811	0.071
1989	-0.270	-0.271	0.000	0.558	0.229E-04	0.763	0.763	0.000
1990	-0.468	-0.300	-0.168	0.558	0.229E-04	0.626	0.741	0.066
1991	-0.198	-0.382	0.183	0.558	0.229E-04	0.820	0.683	0.111
1992	-0.094	-0.385	0.291	0.558	0.229E-04	0.910	0.680	0.313

Selectivities by age			
Year	8	9	10
1983	0.637	0.734	1.000
1984	0.637	0.734	1.000
1985	0.637	0.734	1.000
1986	0.637	0.734	1.000
1987	0.637	0.734	1.000
1988	0.637	0.734	1.000
1989	0.637	0.734	1.000
1990	0.637	0.734	1.000
1991	0.637	0.734	1.000
1992	0.637	0.734	1.000

5.16 US RR >177

Lognormal dist.
average numbers
Ages 7 - 10
log-likelihood = 3.77
deviance = 2.96
Chi-sq. discrepancy= 3.12

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	-0.504	-0.001	-0.503	0.558	0.224E-04	0.604	0.999	0.428
1994	-0.327	-0.010	-0.317	0.558	0.224E-04	0.721	0.990	0.202
1995	-0.013	-0.095	0.082	0.558	0.224E-04	0.987	0.909	0.020
1996	0.608	0.002	0.607	0.558	0.224E-04	1.837	1.002	1.904
1997	-0.166	0.053	-0.219	0.558	0.224E-04	0.847	1.055	0.106
1998	0.108	-0.017	0.125	0.558	0.224E-04	1.114	0.983	0.049
1999	0.105	-0.153	0.259	0.558	0.224E-04	1.111	0.858	0.238
2000	-0.592	-0.398	-0.195	0.558	0.224E-04	0.553	0.672	0.086
2001	0.204	0.042	0.162	0.558	0.224E-04	1.226	1.043	0.084

Selectivities by age			
Year	7	8	10
1993	0.634	0.765	0.894
1994	0.634	0.765	0.894
1995	0.634	0.765	0.894
1996	0.634	0.765	0.894
1997	0.634	0.765	0.894
1998	0.634	0.765	0.894
1999	0.634	0.765	0.894
2000	0.634	0.765	0.894
2001	0.634	0.765	0.894

TOTAL NUMBER OF FUNCTION EVALUATIONS = 2080

Table 20. Continuity run results for the western stock.

VPA-2BOX SUMMARY STATISTICS AND DIAGNOSTIC OUTPUT
BFT West 70-02 Continuity Run 7:13, 25 July 2002

Total objective function =	-9.47
Number of parameters =	19
Number of data points =	176
AIC {Deviance+2P} =	214.01
AICC {Deviance+2P(...)} =	218.89
BIC {Deviance+Plog(nd)} =	274.25
Chi-square discrepancy =	266.86
Log-likelihood (deviance)=	8.32 (176.01)
effort data =	8.32 (176.01)
Log-posteriors =	1.15
catchability =	0.00
f-ratio =	1.15
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 5. FITS TO INDEX DATA FOR BFT-W 2002 Continuity

5.1 CAN GSL

Lognormal dist.
average numbers
Ages 10 - 10
log-likelihood = 4.59
deviance = 13.81
Chi-sq. discrepancy= 12.97

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1981	0.539	0.679	-0.140	0.579	0.783E-04	1.715	1.972	0.043
1982	0.501	0.483	0.017	0.579	0.783E-04	1.650	1.622	0.001
1983	0.911	0.434	0.477	0.579	0.783E-04	2.487	1.543	0.942
1984	0.333	0.066	0.266	0.579	0.783E-04	1.395	1.069	0.234
1985	-0.631	-0.037	-0.594	0.579	0.783E-04	0.532	0.964	0.504
1986	-0.400	0.002	-0.402	0.579	0.783E-04	0.670	1.002	0.276
1987	-0.941	-0.265	-0.676	0.579	0.783E-04	0.390	0.767	0.607

1988	-0.292	-0.375	0.083	0.579	0.783E-04	0.747	0.687	0.019
1989	-0.295	-0.531	0.236	0.579	0.783E-04	0.744	0.588	0.178
1990	-0.859	-0.592	-0.267	0.579	0.783E-04	0.424	0.553	0.138
1991	-0.254	-0.684	0.430	0.579	0.783E-04	0.776	0.505	0.726
1992	-0.211	-1.039	0.827	0.579	0.783E-04	0.810	0.354	4.168
1993	-0.046	-0.424	0.379	0.579	0.783E-04	0.955	0.654	0.533
1994	-1.160	-0.527	-0.633	0.579	0.783E-04	0.314	0.590	0.553
1995	0.169	-0.173	0.342	0.579	0.783E-04	1.184	0.841	0.418
1996	-0.930	-0.283	-0.646	0.579	0.783E-04	0.395	0.753	0.570
1997	-0.921	-0.063	-0.857	0.579	0.783E-04	0.398	0.939	0.834
1998	-0.297	-0.432	0.135	0.579	0.783E-04	0.743	0.649	0.053
1999	0.045	-0.349	0.394	0.579	0.783E-04	1.046	0.705	0.586
2000	-0.102	-0.146	0.045	0.579	0.783E-04	0.903	0.864	0.005
2001	0.004	-0.579	0.584	0.579	0.783E-04	1.004	0.560	1.580

Selectivities by age

Year	10
1981	0.645
1982	0.474
1983	0.445
1984	0.338
1985	0.325
1986	0.407
1987	0.396
1988	0.375
1989	0.337
1990	0.359
1991	0.345
1992	0.242
1993	0.484
1994	0.400
1995	0.521
1996	0.425
1997	0.551
1998	0.431
1999	0.416
2000	0.512
2001	0.385

5.2 CAN SWNS

Lognormal dist.

average numbers

Ages 7 - 10

log-likelihood = -8.58

deviance = 32.49

Chi-sq. discrepancy= 55.94

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1988	0.549	-0.339	0.888	0.579	0.224E-04	1.731	0.712	5.152
1989	1.135	-0.375	1.511	0.579	0.224E-04	3.112	0.687	31.339
1990	0.708	-0.393	1.101	0.579	0.224E-04	2.030	0.675	10.123
1991	0.137	-0.423	0.560	0.579	0.224E-04	1.147	0.655	1.420
1992	0.111	-0.413	0.524	0.579	0.224E-04	1.117	0.662	1.191
1993	-1.076	-0.308	-0.768	0.579	0.224E-04	0.341	0.735	0.723
1994	0.266	-0.273	0.539	0.579	0.224E-04	1.305	0.761	1.283
1995	-0.124	-0.344	0.220	0.579	0.224E-04	0.884	0.709	0.153
1996	-1.203	-0.356	-0.847	0.579	0.224E-04	0.300	0.700	0.821
1997	-1.459	-0.227	-1.232	0.579	0.224E-04	0.232	0.797	1.263
1998	-1.127	-0.171	-0.956	0.579	0.224E-04	0.324	0.843	0.953
1999	-0.262	-0.327	0.065	0.579	0.224E-04	0.770	0.721	0.011
2000	-1.909	-0.545	-1.364	0.579	0.224E-04	0.148	0.580	1.394
2001	-0.582	-0.342	-0.240	0.579	0.224E-04	0.559	0.710	0.115

Selectivities by age

Year	7	8	9	10
1988	0.290	0.763	1.000	0.558
1989	0.290	0.763	1.000	0.558
1990	0.290	0.763	1.000	0.558
1991	0.290	0.763	1.000	0.558
1992	0.290	0.763	1.000	0.558
1993	0.290	0.763	1.000	0.558
1994	0.290	0.763	1.000	0.558
1995	0.290	0.763	1.000	0.558
1996	0.290	0.763	1.000	0.558
1997	0.290	0.763	1.000	0.558
1998	0.290	0.763	1.000	0.558
1999	0.290	0.763	1.000	0.558
2000	0.290	0.763	1.000	0.558
2001	0.290	0.763	1.000	0.558

5.3 JLL GOM

Lognormal dist.

month 0 numbers

Ages 10 - 10

log-likelihood = 1.45

deviance = 5.87

Chi-sq. discrepancy= 6.60

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1974	-0.033	0.197	-0.229	0.579	0.911E-05	0.968	1.218	0.106
1975	-0.627	0.109	-0.736	0.579	0.911E-05	0.534	1.115	0.683

1976	-0.406	0.177	-0.583	0.579	0.911E-05	0.666	1.194	0.492
1977	-0.091	-0.009	-0.082	0.579	0.911E-05	0.913	0.991	0.016
1978	-0.132	-0.140	0.008	0.579	0.911E-05	0.876	0.869	0.000
1979	0.252	-0.369	0.622	0.579	0.911E-05	1.287	0.691	1.870
1980	0.147	-0.612	0.759	0.579	0.911E-05	1.158	0.542	3.242
1981	-0.592	-0.836	0.243	0.579	0.911E-05	0.553	0.434	0.191

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

5.4 JLL AREA WT

Not used

5.5 JLL NW ATL

Lognormal dist.

month 0 numbers

Ages 2 - 9

log-likelihood = 2.38

deviance = 23.71

Chi-sq. discrepancy= 32.27

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1976	-0.366	0.256	-0.621	0.579	0.640E-05	0.694	1.292	0.539
1977	0.836	0.205	0.631	0.579	0.640E-05	2.307	1.228	1.943
1978	0.059	0.145	-0.085	0.579	0.640E-05	1.061	1.156	0.017
1979	-0.257	0.065	-0.323	0.579	0.640E-05	0.773	1.067	0.191
1980	0.321	-0.138	0.459	0.579	0.640E-05	1.379	0.871	0.853
1981	0.617	-0.334	0.951	0.579	0.640E-05	1.853	0.716	6.355
1982	-0.576	-0.618	0.042	0.579	0.640E-05	0.562	0.539	0.005
1983	-1.464	-0.562	-0.903	0.579	0.640E-05	0.231	0.570	0.889
1984	-0.271	-0.463	0.193	0.579	0.640E-05	0.763	0.629	0.114
1985	0.079	-0.308	0.387	0.579	0.640E-05	1.083	0.735	0.563
1986	-1.313	-0.289	-1.023	0.579	0.640E-05	0.269	0.749	1.032
1987	-1.006	-0.201	-0.805	0.579	0.640E-05	0.366	0.818	0.770
1988	-0.039	-0.194	0.154	0.579	0.640E-05	0.962	0.824	0.070
1989	-0.219	-0.246	0.027	0.579	0.640E-05	0.804	0.782	0.002
1990	-0.520	-0.199	-0.321	0.579	0.640E-05	0.595	0.819	0.189
1991	-0.594	-0.260	-0.334	0.579	0.640E-05	0.552	0.771	0.203
1992	0.061	-0.266	0.328	0.579	0.640E-05	1.063	0.766	0.378
1993	0.347	-0.180	0.527	0.579	0.640E-05	1.414	0.835	1.210
1994	0.173	-0.202	0.376	0.579	0.640E-05	1.189	0.817	0.522
1995	0.034	-0.221	0.254	0.579	0.640E-05	1.034	0.802	0.211
1996	0.922	-0.298	1.220	0.579	0.640E-05	2.513	0.742	14.334
1997	0.297	-0.140	0.437	0.579	0.640E-05	1.346	0.870	0.756
1998	-0.520	-0.016	-0.504	0.579	0.640E-05	0.595	0.984	0.395
1999	-0.270	0.055	-0.325	0.579	0.640E-05	0.763	1.057	0.194
2000	0.093	0.260	-0.168	0.579	0.640E-05	1.097	1.297	0.060
2001	-0.312	0.260	-0.572	0.579	0.640E-05	0.732	1.297	0.477

Selectivities by age

Year	2	3	4	5	6	7	8	9
1976	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1977	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1978	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1979	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1980	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1981	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1982	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1983	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1984	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1985	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1986	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1987	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1988	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1989	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1990	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1991	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1992	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1993	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1994	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1995	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1996	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1997	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1998	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
1999	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
2000	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501
2001	0.060	0.466	0.706	0.869	1.000	0.903	0.695	0.501

5.6 LARVAL

Lognormal dist.

average biomass

Ages 8 - 10

log-likelihood = 1.48

deviance = 21.13

Chi-sq. discrepancy= 27.94

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1977	0.890	0.783	0.107	0.579	0.706E-07	2.435	2.188	0.032
1978	1.762	0.692	1.070	0.579	0.706E-07	5.824	1.997	9.238
1981	0.245	0.267	-0.022	0.579	0.706E-07	1.277	1.306	0.001
1982	0.415	0.212	0.202	0.579	0.706E-07	1.514	1.237	0.126
1983	0.364	0.194	0.170	0.579	0.706E-07	1.439	1.214	0.086
1984	-0.706	0.035	-0.741	0.579	0.706E-07	0.494	1.036	0.690
1986	-1.343	-0.243	-1.101	0.579	0.706E-07	0.261	0.785	1.120
1987	-0.810	-0.351	-0.459	0.579	0.706E-07	0.445	0.704	0.341
1988	0.620	-0.400	1.019	0.579	0.706E-07	1.859	0.671	7.895
1989	-0.226	-0.476	0.251	0.579	0.706E-07	0.798	0.621	0.204
1990	-0.747	-0.496	-0.250	0.579	0.706E-07	0.474	0.609	0.123
1991	-1.008	-0.580	-0.428	0.579	0.706E-07	0.365	0.560	0.305
1992	-0.488	-0.604	0.116	0.579	0.706E-07	0.614	0.547	0.038
1993	-0.419	-0.537	0.118	0.579	0.706E-07	0.658	0.585	0.040
1994	-0.480	-0.493	0.013	0.579	0.706E-07	0.619	0.611	0.000
1995	-0.802	-0.418	-0.384	0.579	0.706E-07	0.448	0.658	0.255
1996	0.377	-0.467	0.844	0.579	0.706E-07	1.458	0.627	4.416
1997	-0.480	-0.397	-0.083	0.579	0.706E-07	0.619	0.673	0.016
1998	-1.423	-0.374	-1.049	0.579	0.706E-07	0.241	0.688	1.062
1999	-0.051	-0.466	0.415	0.579	0.706E-07	0.950	0.627	0.665
2000	-0.836	-0.520	-0.316	0.579	0.706E-07	0.434	0.595	0.185
2001	-0.246	-0.754	0.508	0.579	0.706E-07	0.782	0.470	1.102

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

5.7 US RR <145

Lognormal dist.
average numbers

Ages 1 - 5
log-likelihood = 3.60
deviance = 5.94
Chi-sq. discrepancy= 9.33

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1980	-0.224	-0.259	0.035	0.579	0.830E-05	0.799	0.772	0.003
1981	-0.919	-0.270	-0.648	0.579	0.830E-05	0.399	0.763	0.573
1982	0.743	-0.262	1.005	0.579	0.830E-05	2.102	0.770	7.540
1983	0.108	-0.175	0.283	0.579	0.830E-05	1.114	0.840	0.268
1985	-0.462	0.036	-0.498	0.579	0.830E-05	0.630	1.037	0.387
1986	-0.251	0.020	-0.271	0.579	0.830E-05	0.778	1.020	0.142
1987	0.198	0.075	0.123	0.579	0.830E-05	1.219	1.078	0.043
1988	-0.012	0.021	-0.033	0.579	0.830E-05	0.988	1.021	0.003
1989	-0.012	0.006	-0.018	0.579	0.830E-05	0.988	1.006	0.001
1990	-0.101	-0.115	0.014	0.579	0.830E-05	0.904	0.892	0.000
1991	0.232	-0.037	0.269	0.579	0.830E-05	1.261	0.963	0.240
1992	-0.198	0.060	-0.259	0.579	0.830E-05	0.820	1.062	0.131

Selectivities by age

Year	1	2	3	4	5
1980	0.217	0.938	1.000	0.224	0.068
1981	0.217	0.938	1.000	0.224	0.068
1982	0.217	0.938	1.000	0.224	0.068
1983	0.217	0.938	1.000	0.224	0.068
1985	0.217	0.938	1.000	0.224	0.068
1986	0.217	0.938	1.000	0.224	0.068
1987	0.217	0.938	1.000	0.224	0.068
1988	0.217	0.938	1.000	0.224	0.068
1989	0.217	0.938	1.000	0.224	0.068
1990	0.217	0.938	1.000	0.224	0.068
1991	0.217	0.938	1.000	0.224	0.068
1992	0.217	0.938	1.000	0.224	0.068

5.8 US RR 66-114

Lognormal dist.

average numbers
Ages 2 - 3
log-likelihood = -0.05
deviance = 9.95
Chi-sq. discrepancy= 8.07

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	-0.419	-0.307	-0.112	0.579	0.103E-04	0.658	0.736	0.028
1994	-1.917	-0.563	-1.354	0.579	0.103E-04	0.147	0.569	1.385
1995	-0.637	-0.816	0.180	0.579	0.103E-04	0.529	0.442	0.097
1996	0.593	-0.221	0.814	0.579	0.103E-04	1.810	0.802	3.976
1997	0.870	0.326	0.544	0.579	0.103E-04	2.387	1.386	1.313
1998	0.325	-0.112	0.437	0.579	0.103E-04	1.384	0.894	0.757
1999	-0.046	0.113	-0.159	0.579	0.103E-04	0.955	1.120	0.055
2000	-0.222	0.280	-0.502	0.579	0.103E-04	0.801	1.324	0.392
2001	-1.112	-1.264	0.153	0.579	0.103E-04	0.329	0.282	0.068

Selectivities by age

Year	2	3
1993	0.528	1.000
1994	0.528	1.000
1995	0.528	1.000
1996	0.528	1.000
1997	0.528	1.000
1998	0.528	1.000
1999	0.528	1.000
2000	0.528	1.000
2001	0.528	1.000

5.9 US RR 115-144

Lognormal dist.

average numbers
Ages 4 - 5
log-likelihood = 0.44
deviance = 8.97
Chi-sq. discrepancy= 11.83

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	0.583	-0.394	0.978	0.579	0.127E-04	1.792	0.674	6.921
1994	-0.531	-0.209	-0.322	0.579	0.127E-04	0.588	0.811	0.190
1995	-0.566	-0.474	-0.091	0.579	0.127E-04	0.568	0.622	0.019
1996	-0.434	-0.710	0.276	0.579	0.127E-04	0.648	0.492	0.255
1997	-1.917	-1.165	-0.752	0.579	0.127E-04	0.147	0.312	0.703
1998	-0.462	0.088	-0.550	0.579	0.127E-04	0.630	1.092	0.450
1999	-0.411	0.212	-0.623	0.579	0.127E-04	0.663	1.236	0.541
2000	0.222	-0.236	0.458	0.579	0.127E-04	1.249	0.790	0.851
2001	0.999	0.374	0.625	0.579	0.127E-04	2.715	1.453	1.899

Selectivities by age

Year	4	5
1993	1.000	0.692
1994	1.000	0.692
1995	1.000	0.692
1996	1.000	0.692
1997	1.000	0.692
1998	1.000	0.692
1999	1.000	0.692
2000	1.000	0.692
2001	1.000	0.692

5.10 US RR 145-177

Lognormal dist.

average numbers
Ages 6 - 6
log-likelihood = -1.66
deviance = 13.17
Chi-sq. discrepancy= 30.40

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	-1.168	-0.433	-0.735	0.579	0.376E-04	0.311	0.648	0.681
1994	-0.973	-0.858	-0.115	0.579	0.376E-04	0.378	0.424	0.030
1995	0.288	0.031	0.257	0.579	0.376E-04	1.334	1.032	0.216
1996	-0.361	-0.071	-0.290	0.579	0.376E-04	0.697	0.932	0.160
1997	-0.774	-0.495	-0.279	0.579	0.376E-04	0.461	0.610	0.149
1998	-1.016	-0.605	-0.411	0.579	0.376E-04	0.362	0.546	0.286
1999	0.069	-1.279	1.348	0.579	0.376E-04	1.071	0.278	20.427
2000	-0.040	0.746	-0.786	0.579	0.376E-04	0.961	2.109	0.746
2001	1.231	0.219	1.012	0.579	0.376E-04	3.424	1.245	7.710

Selectivities by age

Year	6
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

5.11 US RR >195 Comb.

Lognormal dist.
average numbers
Ages 8 - 10
log-likelihood = 4.46
deviance = 11.87
Chi-sq. discrepancy= 14.64

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1983	0.934	0.363	0.571	0.579	0.243E-04	2.544	1.437	1.491
1984	-0.040	0.237	-0.277	0.579	0.243E-04	0.961	1.268	0.147
1985	-0.307	0.055	-0.362	0.579	0.243E-04	0.736	1.057	0.232
1986	-0.837	-0.041	-0.796	0.579	0.243E-04	0.433	0.960	0.758
1987	-0.483	-0.068	-0.415	0.579	0.243E-04	0.617	0.934	0.290
1988	-0.228	-0.127	-0.101	0.579	0.243E-04	0.796	0.881	0.023
1989	-0.540	-0.185	-0.355	0.579	0.243E-04	0.583	0.831	0.224
1990	-0.730	-0.201	-0.529	0.579	0.243E-04	0.482	0.818	0.424
1991	-0.491	-0.279	-0.212	0.579	0.243E-04	0.612	0.756	0.092
1992	-0.300	-0.273	-0.026	0.579	0.243E-04	0.741	0.761	0.002
1993	-0.644	-0.222	-0.423	0.579	0.243E-04	0.525	0.801	0.299
1994	-0.417	-0.130	-0.287	0.579	0.243E-04	0.659	0.878	0.157
1995	0.099	-0.138	0.237	0.579	0.243E-04	1.104	0.871	0.180
1996	0.434	-0.210	0.644	0.579	0.243E-04	1.543	0.810	2.055
1997	0.340	-0.089	0.429	0.579	0.243E-04	1.405	0.915	0.724
1998	0.298	-0.041	0.339	0.579	0.243E-04	1.347	0.960	0.409
1999	0.377	-0.128	0.505	0.579	0.243E-04	1.458	0.880	1.084
2000	-0.119	-0.242	0.123	0.579	0.243E-04	0.888	0.785	0.043
2001	0.447	-0.487	0.934	0.579	0.243E-04	1.564	0.614	6.011

Selectivities by age

Year	8	9	10
1983	0.713	0.820	1.000
1984	0.713	0.820	1.000
1985	0.713	0.820	1.000
1986	0.713	0.820	1.000
1987	0.713	0.820	1.000
1988	0.713	0.820	1.000
1989	0.713	0.820	1.000
1990	0.713	0.820	1.000
1991	0.713	0.820	1.000
1992	0.713	0.820	1.000
1993	0.713	0.820	1.000
1994	0.713	0.820	1.000
1995	0.713	0.820	1.000
1996	0.713	0.820	1.000
1997	0.713	0.820	1.000
1998	0.713	0.820	1.000
1999	0.713	0.820	1.000
2000	0.713	0.820	1.000
2001	0.713	0.820	1.000

5.12 US LL GOM

Lognormal dist.
month 0 numbers
Ages 8 - 10
log-likelihood = -1.85
deviance = 20.11
Chi-sq. discrepancy= 45.87

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1987	-0.239	-1.194	0.955	0.579	0.804E-05	0.788	0.303	6.436
1988	-1.585	-1.218	-0.367	0.579	0.804E-05	0.205	0.296	0.238
1989	-1.092	-1.269	0.177	0.579	0.804E-05	0.335	0.281	0.094
1990	0.000	-1.327	1.327	0.579	0.804E-05	1.000	0.265	19.309
1991	-0.094	-1.374	1.280	0.579	0.804E-05	0.911	0.253	16.973
1992	-1.571	-1.399	-0.172	0.579	0.804E-05	0.208	0.247	0.063
1993	-1.413	-1.391	-0.022	0.579	0.804E-05	0.244	0.249	0.001
1994	-2.290	-1.310	-0.980	0.579	0.804E-05	0.101	0.270	0.982
1995	-2.075	-1.268	-0.808	0.579	0.804E-05	0.126	0.281	0.772
1996	-1.888	-1.297	-0.592	0.579	0.804E-05	0.151	0.273	0.502
1997	-1.577	-1.260	-0.317	0.579	0.804E-05	0.207	0.284	0.185
1998	-1.348	-1.203	-0.145	0.579	0.804E-05	0.260	0.300	0.046
1999	-1.339	-1.205	-0.134	0.579	0.804E-05	0.262	0.300	0.039
2000	-1.636	-1.313	-0.323	0.579	0.804E-05	0.195	0.269	0.192
2001	-1.354	-1.474	0.121	0.579	0.804E-05	0.258	0.229	0.041

Selectivities by age

Year	8	9	10
1987	0.324	0.628	1.000
1988	0.324	0.628	1.000
1989	0.324	0.628	1.000
1990	0.324	0.628	1.000
1991	0.324	0.628	1.000
1992	0.324	0.628	1.000
1993	0.324	0.628	1.000
1994	0.324	0.628	1.000
1995	0.324	0.628	1.000
1996	0.324	0.628	1.000
1997	0.324	0.628	1.000
1998	0.324	0.628	1.000

1999	0.324	0.628	1.000
2000	0.324	0.628	1.000
2001	0.324	0.628	1.000

5.13 TAGGING

Lognormal dist.

average numbers

Ages 1 - 3

log-likelihood = 2.07

deviance = 9.00

Chi-sq. discrepancy= 10.99

Year	Observed	Predicted	Residuals (Obs-pred)	Standard Deviation	Q Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
1970	13.879	13.358	0.520	0.579	0.112E+01	1065132.000	632956.668	1.173
1971	13.817	13.037	0.780	0.579	0.112E+01	1001624.000	459081.980	3.514
1972	12.976	12.852	0.124	0.579	0.112E+01	431955.000	381562.426	0.044
1973	12.121	12.674	-0.554	0.579	0.112E+01	183616.000	319427.360	0.455
1974	12.741	13.396	-0.654	0.579	0.112E+01	341589.000	657157.927	0.580
1975	13.226	13.147	0.079	0.579	0.112E+01	554596.000	512495.584	0.017
1976	12.442	12.810	-0.368	0.579	0.112E+01	253265.000	366016.054	0.239
1977	12.458	12.416	0.043	0.579	0.112E+01	257385.000	246644.743	0.005
1978	11.704	12.182	-0.478	0.579	0.112E+01	121110.000	195304.010	0.363
1979	11.501	12.041	-0.540	0.579	0.112E+01	98815.000	169587.665	0.438
1980	12.168	11.935	0.233	0.579	0.112E+01	192541.000	152557.599	0.173
1981	12.731	11.916	0.815	0.579	0.112E+01	337995.000	149575.168	3.992

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

5.14 JLL CENTRAL

Not used

5.15 US RR >195

Not used

5.16 US RR >177

Not used

TOTAL NUMBER OF FUNCTION EVALUATIONS = 1574
TABLE 1. FISHING MORTALITY RATE FOR BFT-W 2002 Continuity

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1970	0.228	0.725	0.919	0.238	0.087	0.032	0.016	0.005	0.024	0.024
1971	0.291	1.173	0.594	0.983	0.010	0.049	0.090	0.152	0.040	0.040
1972	0.232	0.926	0.837	0.096	0.178	0.002	0.020	0.030	0.037	0.037
1973	0.037	0.673	0.784	0.388	0.068	0.088	0.019	0.064	0.034	0.034
1974	0.131	0.188	0.378	0.348	0.276	0.026	0.069	0.021	0.055	0.105
1975	0.391	0.553	0.104	0.356	0.062	0.065	0.014	0.062	0.045	0.086
1976	0.043	0.288	0.536	0.045	0.127	0.032	0.030	0.063	0.063	0.122
1977	0.016	0.237	0.209	0.450	0.094	0.218	0.108	0.090	0.074	0.143
1978	0.105	0.170	0.321	0.191	0.242	0.098	0.052	0.067	0.075	0.144
1979	0.037	0.301	0.385	0.393	0.142	0.111	0.079	0.058	0.099	0.190
1980	0.052	0.292	0.549	0.349	0.113	0.164	0.239	0.134	0.129	0.247
1981	0.112	0.205	0.506	0.509	0.395	0.196	0.221	0.199	0.142	0.272
1982	0.068	0.087	0.046	0.023	0.051	0.072	0.033	0.053	0.073	0.070
1983	0.041	0.057	0.095	0.030	0.049	0.177	0.176	0.108	0.122	0.117
1984	0.014	0.105	0.053	0.076	0.084	0.116	0.156	0.127	0.118	0.113
1985	0.008	0.105	0.233	0.100	0.211	0.217	0.091	0.223	0.154	0.148
1986	0.007	0.103	0.181	0.088	0.050	0.114	0.067	0.057	0.177	0.170
1987	0.023	0.195	0.212	0.190	0.146	0.133	0.142	0.115	0.155	0.149
1988	0.057	0.177	0.248	0.132	0.188	0.193	0.170	0.180	0.198	0.190
1989	0.016	0.198	0.043	0.111	0.071	0.142	0.168	0.187	0.242	0.233
1990	0.027	0.107	0.432	0.064	0.095	0.089	0.150	0.205	0.220	0.211
1991	0.043	0.213	0.400	0.115	0.066	0.101	0.156	0.239	0.227	0.218
1992	0.009	0.094	0.038	0.037	0.065	0.033	0.109	0.156	0.233	0.224
1993	0.007	0.028	0.105	0.079	0.136	0.115	0.094	0.200	0.179	0.172
1994	0.084	0.017	0.046	0.061	0.080	0.145	0.158	0.169	0.162	0.156
1995	0.007	0.063	0.110	0.143	0.141	0.087	0.083	0.163	0.173	0.166
1996	0.004	0.079	0.123	0.216	0.120	0.060	0.123	0.127	0.172	0.166
1997	0.003	0.013	0.067	0.075	0.093	0.085	0.111	0.131	0.190	0.182
1998	0.002	0.019	0.064	0.038	0.118	0.068	0.147	0.226	0.212	0.204
1999	0.001	0.004	0.054	0.032	0.025	0.100	0.183	0.235	0.265	0.254
2000	0.022	0.008	0.009	0.046	0.109	0.046	0.318	0.213	0.235	0.225
2001	0.035	0.110	0.110	0.045	0.045	0.057	0.057	0.316	0.316	0.304

TABLE 2. ABUNDANCE AT THE BEGINNING OF THE YEAR [BY AREA] FOR BFT-W 2002 Continuity

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1970	339499.	216449.	224931.	108173.	47279.	31279.	11942.	35670.	23468.	167702.
1971	266335.	234857.	91107.	77991.	74108.	37681.	26342.	10218.	30859.	162274.
1972	234029.	173048.	63186.	43712.	25358.	63800.	31200.	20938.	7628.	161296.
1973	149678.	161271.	59573.	23779.	34530.	18459.	55355.	26594.	17666.	141486.
1974	486980.	125370.	71508.	23647.	14031.	28034.	14697.	47236.	21682.	133700.
1975	143627.	371308.	90348.	42600.	14521.	9254.	23736.	11925.	40215.	122442.
1976	136217.	84470.	185773.	70795.	25936.	11859.	7536.	20340.	9742.	131058.
1977	86646.	113382.	55068.	94477.	58836.	19851.	9990.	6360.	16595.	108836.
1978	55362.	74139.	77741.	38843.	52349.	46547.	13881.	7794.	5051.	95431.
1979	81522.	43354.	54353.	49008.	27898.	35727.	36687.	11458.	6337.	75892.
1980	67203.	68315.	27893.	32146.	28772.	21047.	27809.	29463.	9403.	59553.
1981	61664.	55481.	44365.	14003.	19706.	22347.	15524.	19036.	22401.	47614.
1982	57663.	47945.	39296.	23249.	7317.	11546.	15969.	10816.	13564.	48433.
1983	96753.	46846.	38211.	32622.	19748.	6043.	9338.	13438.	8920.	50198.
1984	68853.	80761.	38456.	30201.	27530.	16349.	4401.	6808.	10487.	45686.
1985	75460.	59049.	63228.	31711.	24327.	22001.	12658.	3274.	5212.	43562.
1986	93152.	65073.	46196.	43530.	24950.	17125.	15392.	10051.	2277.	36544.
1987	70830.	80458.	51045.	33528.	34640.	20640.	13282.	12514.	8254.	28469.
1988	93538.	60167.	57560.	35907.	24103.	26029.	15706.	10022.	9702.	27472.
1989	52393.	76780.	43800.	39060.	27364.	17356.	18661.	11515.	7281.	26673.
1990	95640.	44815.	54780.	36492.	30380.	22149.	13085.	13719.	8305.	23338.
1991	85764.	80929.	35016.	30924.	29764.	24012.	17616.	9788.	9718.	22220.
1992	51494.	71449.	56849.	20403.	23963.	24233.	18862.	13101.	6701.	22255.
1993	50464.	44375.	56545.	47568.	17085.	19528.	20380.	14709.	9747.	20087.
1994	26607.	43556.	37525.	44276.	38218.	12961.	15139.	16121.	10467.	21789.
1995	153799.	21266.	37223.	31158.	36215.	30667.	9745.	11240.	11840.	23941.
1996	91801.	132711.	17367.	28986.	23486.	27340.	24450.	7801.	8298.	26285.
1997	60286.	79454.	106561.	13350.	20307.	18100.	22390.	18801.	5976.	25434.
1998	160972.	52232.	68156.	86595.	10771.	16091.	14456.	17413.	14334.	22724.
1999	39261.	139711.	44557.	55564.	72505.	8324.	13068.	10854.	12079.	26189.
2000	3868.	34091.	120916.	36708.	46800.	61490.	6546.	9464.	7456.	25720.
2001	43254.	3291.	29387.	104181.	30493.	36473.	51031.	4139.	6647.	22972.
2002		36308.	2563.	22881.	86546.	25331.	29954.	41910.	2623.	18952.

TABLE 3. CATCH OF BFT-W 2002 Continuity

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1970	64886.	105064.	127518.	21455.	3677.	914.	176.	162.	514.	3673.
1971	62998.	153364.	38360.	46074.	672.	1673.	2109.	1350.	1133.	5958.
1972	45402.	98578.	33762.	3730.	3857.	118.	569.	576.	261.	5519.
1973	5105.	74311.	30482.	7161.	2132.	1451.	953.	1544.	555.	4445.
1974	55958.	20056.	21094.	6506.	3170.	683.	916.	913.	1081.	12507.
1975	43556.	148027.	8328.	11963.	821.	547.	317.	671.	1651.	9473.
1976	5412.	19781.	72393.	2910.	2899.	344.	206.	1168.	558.	14033.
1977	1274.	22419.	9717.	32139.	4946.	3633.	957.	513.	1109.	13532.
1978	5133.	10863.	20015.	6315.	10530.	4061.	655.	472.	341.	11982.
1979	2745.	10552.	16288.	14916.	3448.	3494.	2612.	599.	557.	12281.
1980	3160.	16183.	11068.	8881.	2866.	2982.	5533.	3454.	1061.	12214.
1981	6087.	9616.	16541.	5244.	6023.	3721.	2884.	3211.	2764.	10621.
1982	3528.	3729.	1654.	498.	342.	751.	477.	519.	896.	3077.
1983	3600.	2438.	3243.	891.	880.	917.	1410.	1285.	956.	5179.
1984	868.	7504.	1848.	2072.	2077.	1671.	594.	759.	1091.	4575.
1985	568.	5523.	12310.	2814.	4329.	4019.	1024.	612.	696.	5603.
1986	563.	5939.	7135.	3442.	1128.	1726.	931.	520.	345.	5335.
1987	1513.	13326.	9114.	5427.	4393.	2406.	1640.	1266.	1108.	3681.
1988	4874.	9150.	11820.	4141.	3870.	4268.	2300.	1540.	1628.	4444.
1989	787.	12877.	1703.	3845.	1762.	2154.	2693.	1835.	1467.	5185.
1990	2379.	4239.	18015.	2106.	2578.	1761.	1708.	2377.	1534.	4157.
1991	3340.	14535.	10826.	3140.	1765.	2163.	2381.	1946.	1850.	4080.
1992	420.	5985.	1991.	700.	1401.	738.	1815.	1766.	1302.	4171.
1993	339.	1131.	5246.	3369.	2034.	1975.	1715.	2497.	1494.	2967.
1994	2003.	690.	1573.	2446.	2748.	1637.	2066.	2339.	1467.	2942.
1995	1069.	1204.	3626.	3872.	4455.	2375.	721.	1585.	1759.	3427.
1996	380.	9467.	1879.	5264.	2491.	1481.	2639.	867.	1229.	3751.
1997	191.	986.	6494.	897.	1680.	1375.	2205.	2162.	966.	3963.
1998	248.	914.	3962.	2982.	1118.	989.	1842.	3292.	2565.	3921.
1999	44.	583.	2178.	1616.	1656.	742.	2041.	2131.	2628.	5499.
2000	77.	269.	1008.	1525.	4528.	2606.	1672.	1700.	1460.	4858.
2001	1391.	321.	2866.	4322.	1265.	1884.	2636.	1051.	1688.	5635.

TABLE 4. SPAWNING STOCK FECUNDITY AND RECRUITMENT OF BFT-W 2002 Continuity

year	spawning biomass	recruits from VPA
1970	50438.	339499.
1971	45600.	266335.
1972	45665.	234029.
1973	43544.	149678.
1974	44307.	486980.
1975	37955.	143627.
1976	36236.	136217.
1977	30875.	86646.
1978	28180.	55362.
1979	22251.	81522.
1980	20878.	67203.
1981	18373.	61664.
1982	17476.	57663.
1983	17145.	96753.
1984	14626.	68853.
1985	11654.	75460.
1986	11065.	93152.
1987	9937.	70830.
1988	9451.	93538.
1989	8743.	52393.
1990	8573.	95640.
1991	7885.	85764.
1992	7700.	51494.
1993	8242.	50464.
1994	8615.	26607.
1995	9280.	153799.
1996	8844.	91801.
1997	9484.	60286.
1998	9686.	160972.
1999	8824.	39261.
2000	8373.	3868.
2001	6605.	43254.

Table 21. Depletion of the western spawning stock biomass and AIC value for the mixing sensitivity analysis runs done with the 2-box VPA model.

<i>Run</i>	<i>SSB₂₀₀₀/SSB₁₉₇₀</i>	<i>AIC</i>
0	0.09	41.56
1	0.16	75.78
2	0.15	56.18
3	0.16	75.78
4	0.18	76.62

Table 22. Statistics for eastern Atlantic bluefin projections based upon the three trials adjusted for retrospective biases (5r, 9r and 12r), two selection patterns (based upon the 2000 selection pattern, with and without fishing on ages 1 to 4) and three levels of fishing mortality (0.9, 1.0 and 1.1 times F_{2000}).

F₂₀₀₀ times 0.9

	<i>Current Selection Pattern</i>			<i>F1 to 4 = 0.0</i>		
	<i>5R</i>	<i>9R</i>	<i>12R</i>	<i>5R</i>	<i>9R</i>	<i>12R</i>
<i>SSB₁₉₇₀</i>	212167.7	212214.7	210133	212167.7	212214.7	210133
<i>SSB₂₀₀₀</i>	169853	152493	183720	169853	152493	183720
<i>Yield₂₀₀₀</i>	35909	35909	41010	35909	35909	41010
<i>F₂₀₀₀</i>	0.10	0.14	0.13	0.10	0.14	0.13
<i>SSB₂₀₃₀</i>	92354	74240	82950	425141	398699	408507
<i>Yield₂₀₃₀</i>	25966	24861	25526	54225	52844	52563
<i>Mean Recruitment</i>	2911912	2867329	2863866	2911912	2867329	2863866
<i>SSB₂₀₃₀ : SSB₁₉₇₀</i>	0.44	0.35	0.39	2.00	1.88	1.94
<i>SSB₂₀₀₀ : SSB₁₉₇₀</i>	0.80	0.72	0.87	0.80	0.72	0.87
<i>SSB₂₀₃₀ : SSB₂₀₀₀</i>	0.54	0.49	0.45	2.50	2.61	2.22
<i>Yield₂₀₃₀ : Yield₂₀₀₀</i>	0.72	0.69	0.62	1.51	1.47	1.28
<i>FMax</i>	0.04	0.08	0.05	0.14	0.18	0.17
<i>F₂₀₀₀ : F_{Max}</i>	2.40	1.79	2.43	0.71	0.75	0.73

F₂₀₀₀ times 1.0

	<i>Current Selection Pattern</i>			<i>F1 to 4 = 0.0</i>		
	<i>5R</i>	<i>9R</i>	<i>12R</i>	<i>5R</i>	<i>9R</i>	<i>12R</i>
<i>SSB₁₉₇₀</i>	212167.7	212214.7	210133	212167.7	212214.7	210133
<i>SSB₂₀₀₀</i>	169853	152493	183720	169853	152493	183720
<i>Yield₂₀₀₀</i>	35909	35909	41010	35909	35909	41010
<i>F₂₀₀₀</i>	0.10	0.14	0.13	0.10	0.14	0.13
<i>SSB₂₀₃₀</i>	73420	57778	65246	400018	373737	382525
<i>Yield₂₀₃₀</i>	24649	23543	24294	54950	53268	53202
<i>Mean Recruitment</i>	2911912	2867329	2863866	2911912	2867329	2863866
<i>SSB₂₀₃₀ : SSB₁₉₇₀</i>	0.35	0.27	0.31	1.89	1.76	1.82
<i>SSB₂₀₀₀ : SSB₁₉₇₀</i>	0.80	0.72	0.87	0.80	0.72	0.87
<i>SSB₂₀₃₀ : SSB₂₀₀₀</i>	0.43	0.38	0.36	2.36	2.45	2.08
<i>Yield₂₀₃₀ : Yield₂₀₀₀</i>	0.69	0.66	0.59	1.53	1.48	1.30
<i>FMax</i>	0.04	0.08	0.05	0.14	0.18	0.17
<i>F₂₀₀₀ : F_{Max}</i>	2.40	1.79	2.43	0.71	0.75	0.73

F₂₀₀₀ times 1.1

	<i>Current Selection Pattern</i>			<i>F1 to 4 = 0.0</i>		
	<i>5R</i>	<i>9R</i>	<i>12R</i>	<i>5R</i>	<i>9R</i>	<i>12R</i>
<i>SSB₁₉₇₀</i>	212167.7	212214.7	210133	212167.7	212214.7	210133
<i>SSB₂₀₀₀</i>	169853	152493	183720	169853	152493	183720
<i>Yield₂₀₀₀</i>	35909	35909	41010	35909	35909	41010
<i>F₂₀₀₀</i>	0.10	0.14	0.13	0.10	0.14	0.13
<i>SSB₂₀₃₀</i>	58649	45288	51543	378740	352298	361162
<i>Yield₂₀₃₀</i>	23405	22282	23041	55406	53769	53445
<i>Mean Recruitment</i>	2911912	2867329	2863866	2911912	2867329	2863866
<i>SSB₂₀₃₀ : SSB₁₉₇₀</i>	0.28	0.21	0.25	1.79	1.66	1.72
<i>SSB₂₀₀₀ : SSB₁₉₇₀</i>	0.80	0.72	0.87	0.80	0.72	0.87
<i>SSB₂₀₃₀ : SSB₂₀₀₀</i>	0.35	0.30	0.28	2.23	2.31	1.97
<i>Yield₂₀₃₀ : Yield₂₀₀₀</i>	0.65	0.62	0.56	1.54	1.50	1.30
<i>FMax</i>	0.04	0.08	0.05	0.14	0.18	0.17
<i>F₂₀₀₀ : F_{Max}</i>	2.40	1.79	2.43	0.71	0.75	0.73

Table 23. Projection results for West Atlantic bluefin in Areas 1 and 2.

Catch	Low Recruitment		High Recruitment	
	SSB_{2018}/SSB_{1975}	SSB_{2018}/SS_{MSY}	SSB_{2018}/SSB_{1975}	SSB_{2018}/SS_{MSY}
500 t	95%	100%	98%	73%
1000 t	89%	100%	96%	62%
1500 t	77%	100%	87%	47%
2000 t	60%	99%	75%	30%
2300 t	45%	98%	66%	24%
2500 t	35%	97%	60%	20%
2700 t	26%	95%	52%	17%
3000 t	14%	83%	38%	11%
5000 t	0%	1%	2%	0%

Parameter	Low Recruitment Scenario				High Recruitment Scenario			
	Median	10 th	90 th	Point Estimate	Median	10 th	90 th	Point Estimate
MSY (t)	3,464	3,276	3,693	3,456	7,188	5,892	9,515	7,543
BMSY (t)	13,543	12,977	14,194	13,523	59,452	46,482	87,078	64,543
F_{MSY}	0.214	0.201	0.230	0.210	0.108	0.095	0.125	0.109
SSB_{2001}/SSB_{1975}	0.128	0.072	0.204	0.133	0.128	0.072	0.204	0.133
SSB_{2001}/SSB_{MSY}	0.307	0.200	0.470	0.381	0.070	0.030	0.095	0.069
F_{2001}/F_{MSY}	2.350	1.724	3.246	2.026	4.645	3.633	5.997	4.216
$F_{2001}/F_{0.1}$	4.873	3.463	6.913	4.045	4.873	3.463	6.913	4.045
F_{2001}/F_{max}	2.350	1.724	3.246	2.026	2.351	1.725	3.246	2.026

Table 24. Projection results for West Atlantic bluefin in Areas 1, 2 and 3.

Catch	Low Recruitment		High Recruitment	
	SSB_{2018}/SSB_{1975}	SSB_{2018}/SS_{MSY}	SSB_{2018}/SSB_{1975}	SSB_{2018}/SS_{MSY}
Catch: 1500 t	98%	100%	100%	97%
Catch: 2000 t	96%	100%	99%	94%
Catch: 2300 t	93%	100%	97%	91%
Catch: 2500 t	90%	100%	96%	90%
Catch: 2700 t	88%	100%	95%	87%
Catch: 3500 t	64%	96%	86%	70%
Catch: 4000 t	46%	86%	71%	55%
Catch: 5000 t	14%	42%	43%	28%
Catch: 6000 t	2%	10%	19%	12%

Parameter	Low Recruitment Scenario				High Recruitment Scenario			
	Median	10 th	90 th	Point Estimate	Median	10 th	90 th	Point Estimate
MSY (t)	4,528	4,289	4,816	4,528	6,948	6,257	7,822	7,000
BMSY (t)	16,015	15,399	16,653	15,978	42,878	34,980	53,794	43,713
F_{MSY}	0.248	0.233	0.264	0.239	0.149	0.131	0.172	0.151
SSB_{2001}/SSB_{1975}	0.166	0.133	0.151	0.163	0.166	0.133	0.151	0.163
SSB_{2001}/SSB_{MSY}	0.292	0.204	0.398	0.316	0.109	0.090	0.123	0.115
F_{2001}/F_{MSY}	2.025	1.487	2.832	1.779	3.359	2.646	4.344	3.010
$F_{2001}/F_{0.1}$	4.605	3.267	6.607	3.969	4.605	3.267	6.607	3.969
F_{2001}/F_{max}	2.025	1.487	2.832	1.779	2.025	1.487	2.832	1.779

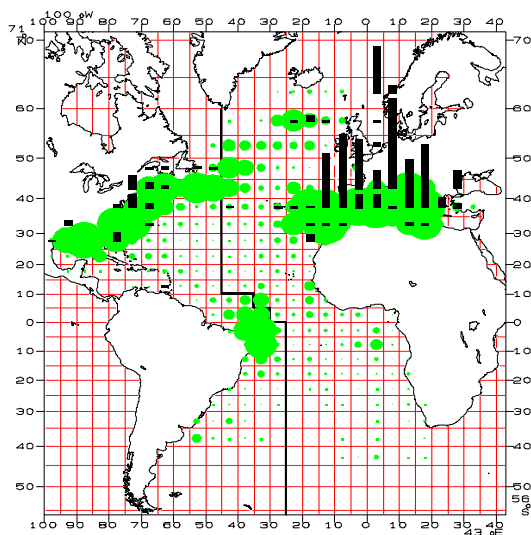


Figure 1. Distribution of Atlantic bluefin catches by longline (circles) and surface gears (bars) for the period 1950-1999.

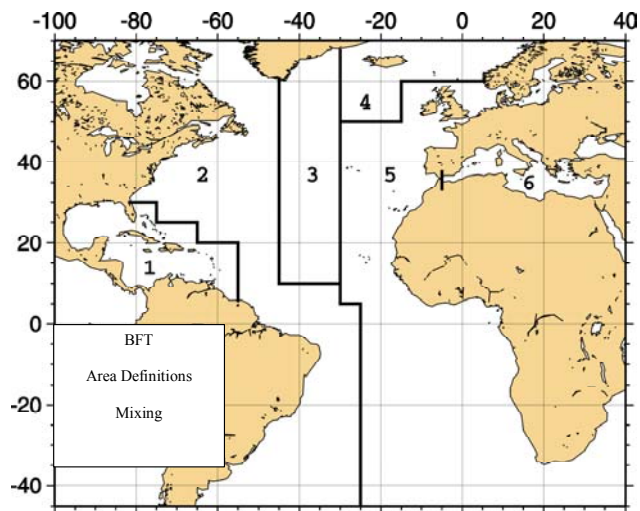


Figure 2. Bluefin tuna area definitions used for mixing model development.

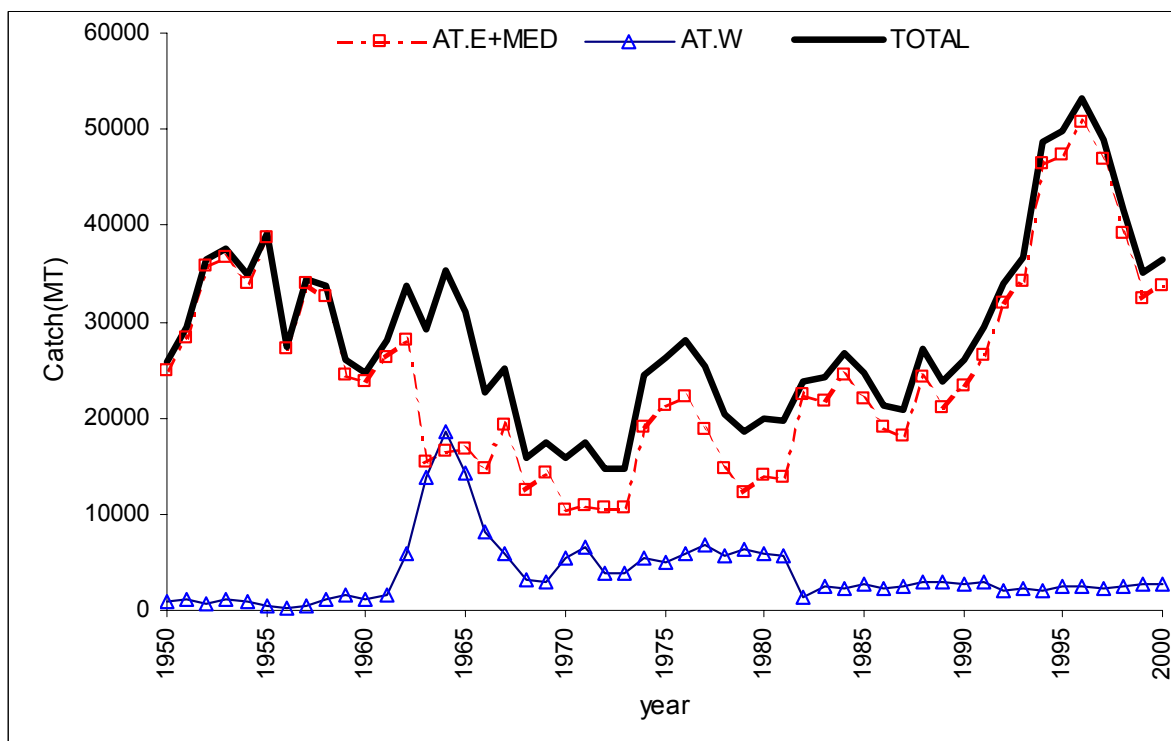
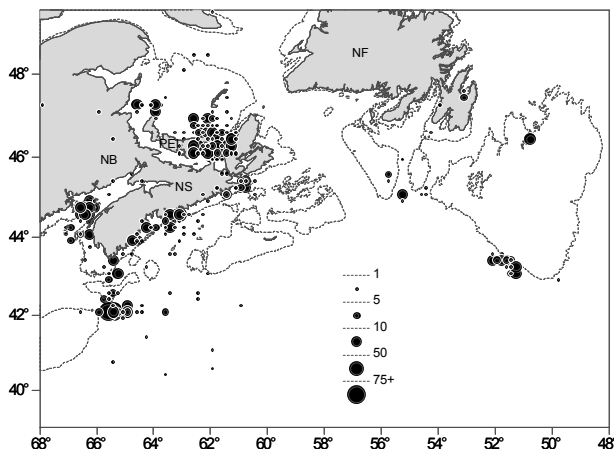


Figure 3. Atlantic bluefin catches (in t, including discards) by region. Reported catches for 2001, not shown, are largely incomplete.

2000 Fishery



2001 Fishery

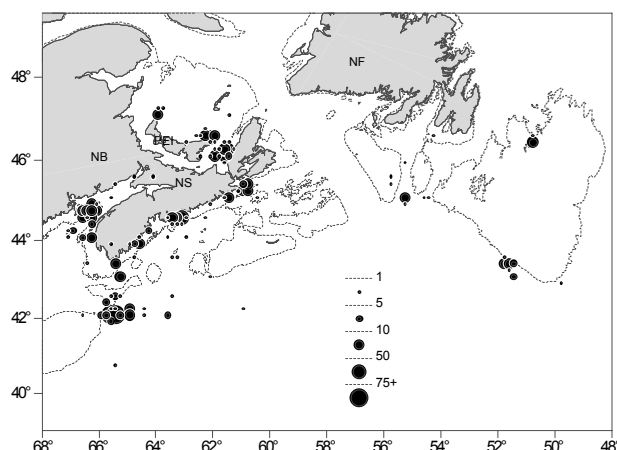


Figure 4. Canadian bluefin catch (numbers) from log record data aggregated by 10-minute rectangles for the 2000 and 2001 fisheries. St. Margarets Bay trap catches are not shown on this plot. (NS, Nova Scotia; NB, New Brunswick; PEI, Prince Edward Island; NF, Newfoundland).

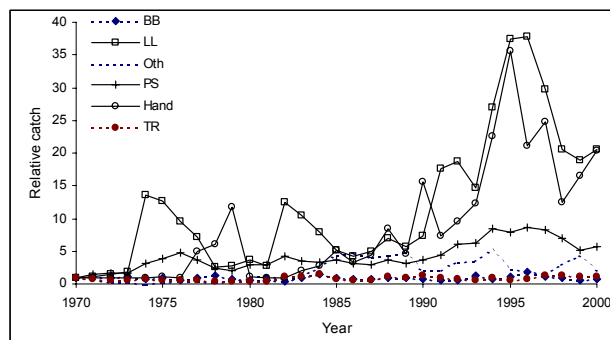


Figure 5. Catches of eastern Atlantic bluefin tuna for various gears, expressed relative to 1970.

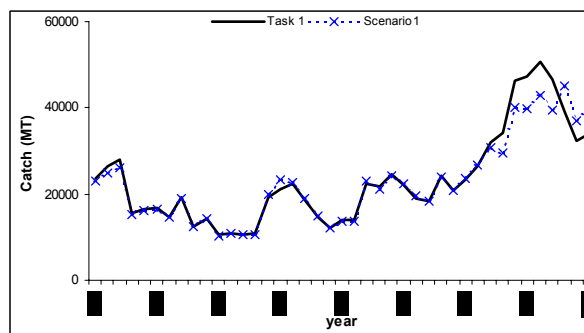


Figure 6. Task I data for eastern Atlantic bluefin tuna, and alternative catch scenario based on hypothetical misreporting levels.

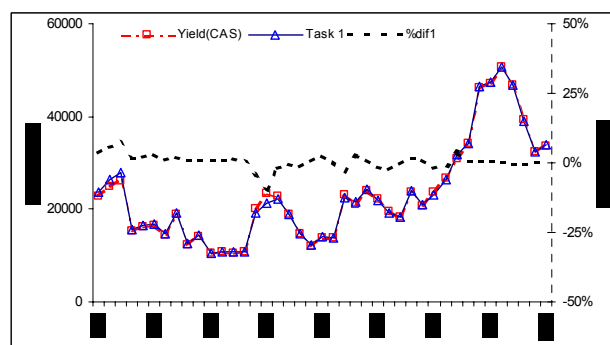


Figure 7. Comparison between Task I and catch-at-size estimates of total catch for eastern Atlantic bluefin.

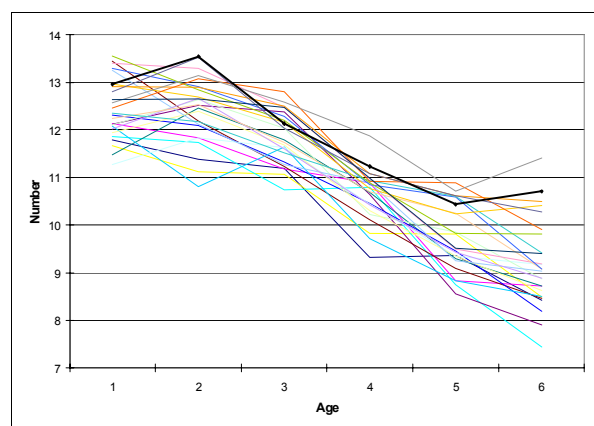


Figure 8. Eastern Atlantic cohorts from 1970 to 1995 inferred from catch in numbers by age. The thick line represents the 1995 year-class.

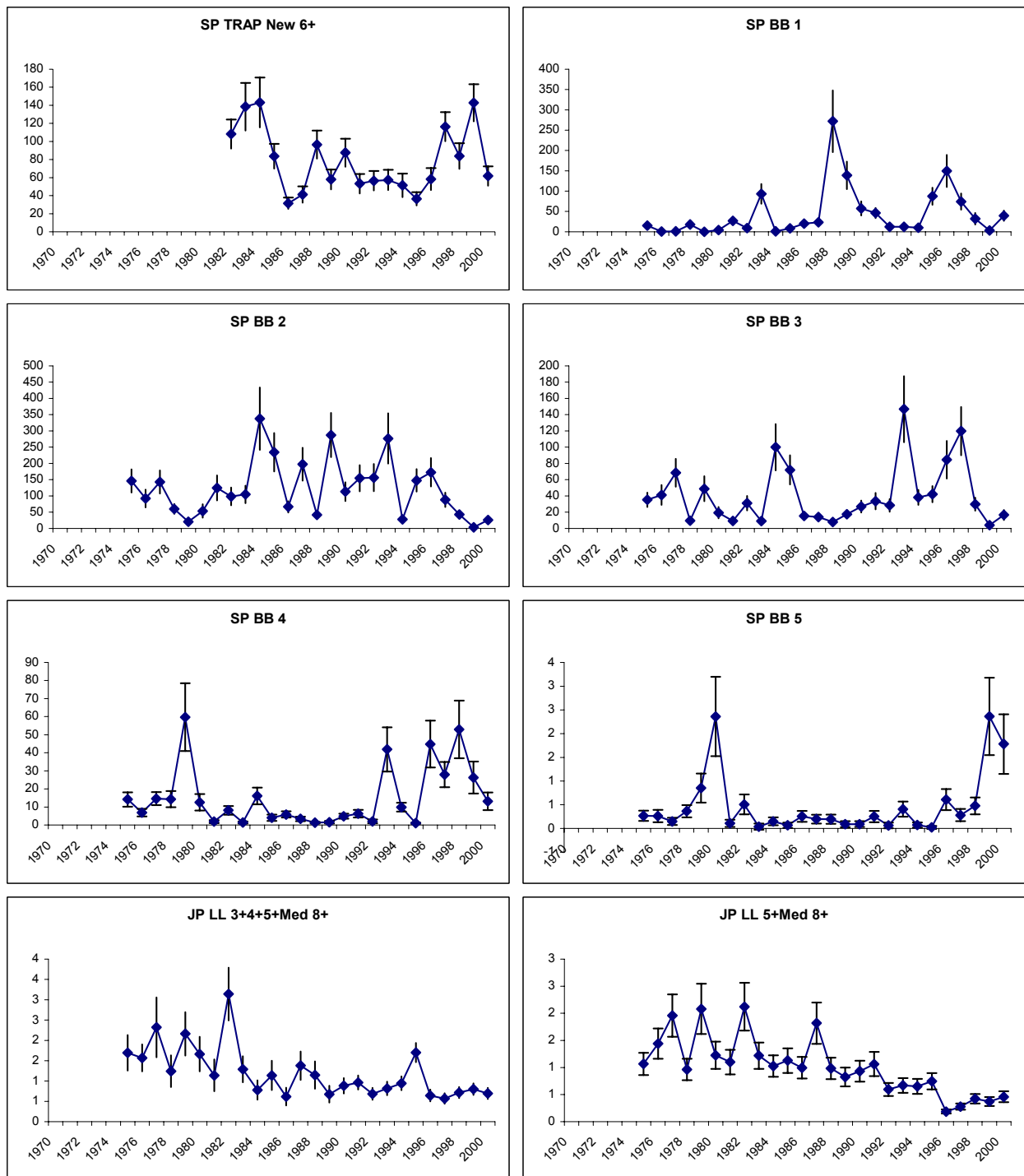


Figure 9. Standardized catch rates ($\pm$ one standard error) for eastern Atlantic bluefin tuna.

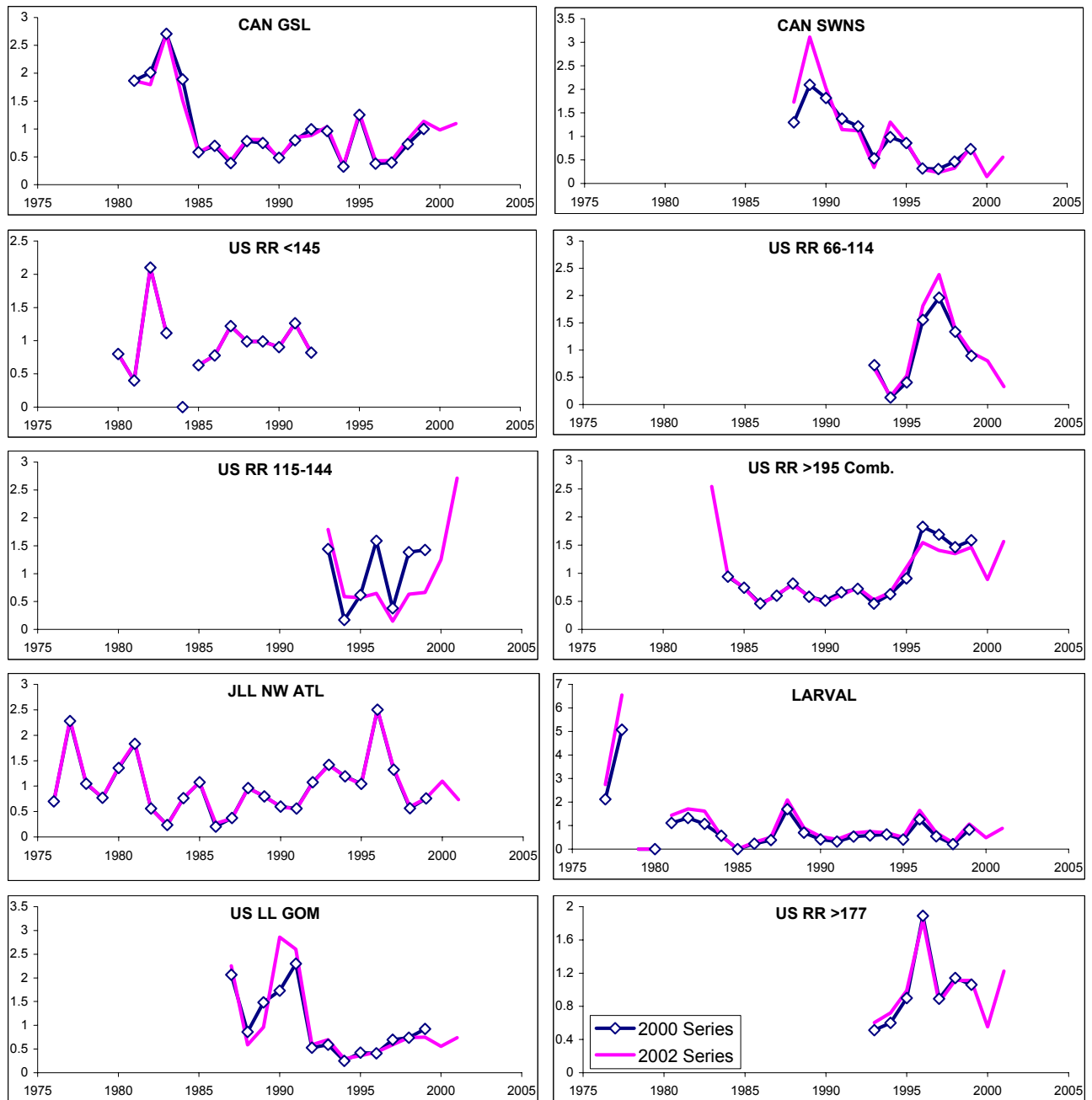


Figure 10. The catch rate time series used in the western Atlantic base case assessment, compared to the time series available for the 2000 assessment. All series are scaled by their respective means over the time-series. The small differences in the larval survey time series is attributed to review and revision of the survey data in an early part of the time series. Differences in other time series are due to changes in model structure and/or inclusion of additional data for the analyses conducted.

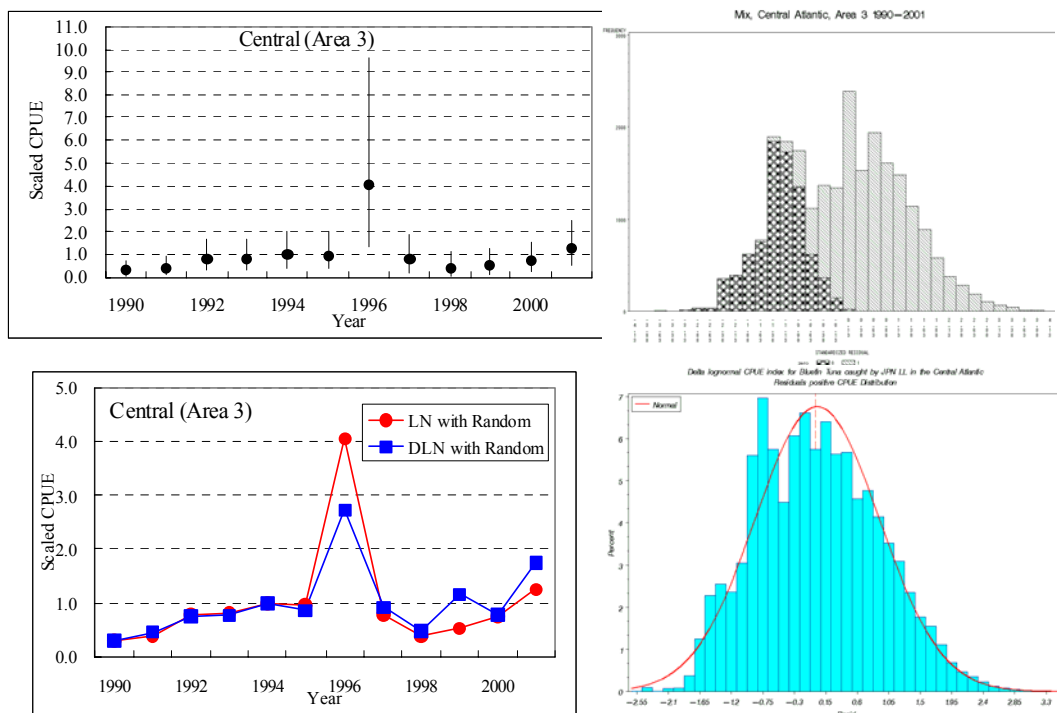


Figure 11. Abundance index from the Japanese longline fishery in Area 3 (see Figure 2 for area definitions and SCRS/2002/103 for model explanation). Upper left: lognormal model (95% limits shown). Upper right: overall distribution of standardized residuals. Lower left: comparison between lognormal and delta-lognormal models. Lower right: distribution of standardized residuals for positive catch component in delta-lognormal model.

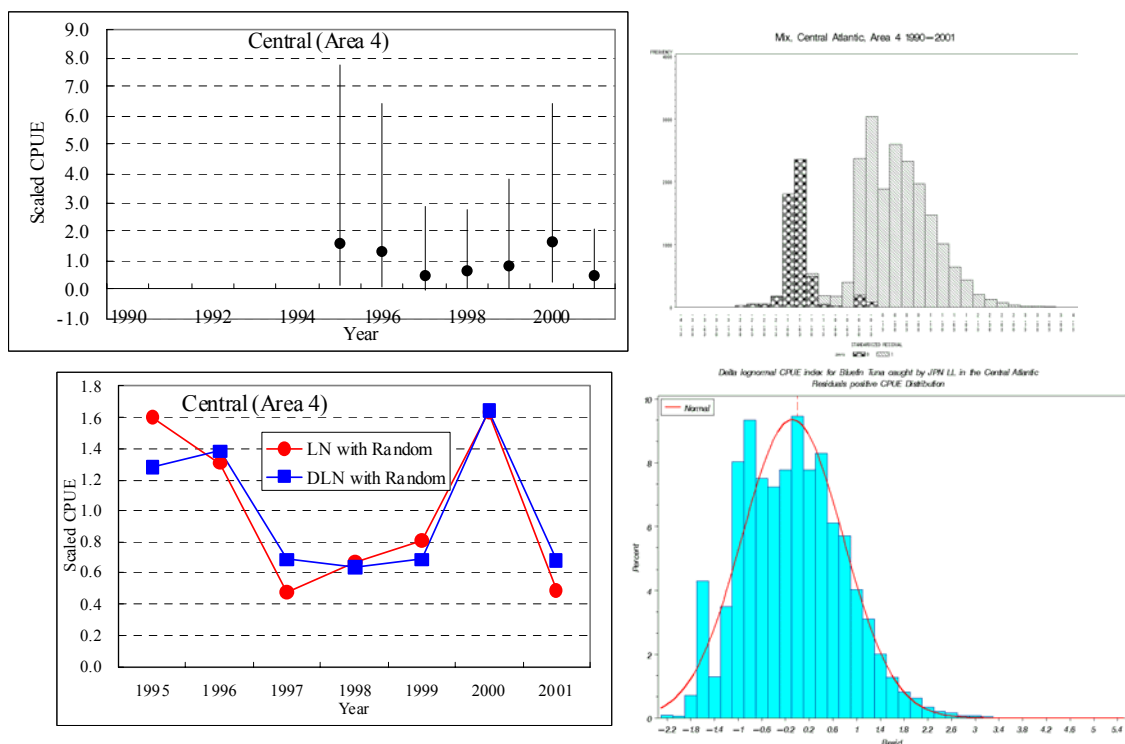


Figure 12. Abundance index from the Japanese longline fishery in Area 4 (see Figure 2 for area definitions and SCRS/2002/103 for model explanation). Upper left: lognormal model (95% limits shown). Upper right: overall distribution of standardized residuals. Lower left: comparison between lognormal and delta-lognormal models. Lower right: distribution of standardized residuals for positive catch component in delta-lognormal model. Data before 1995 were omitted due to the low number of observations.

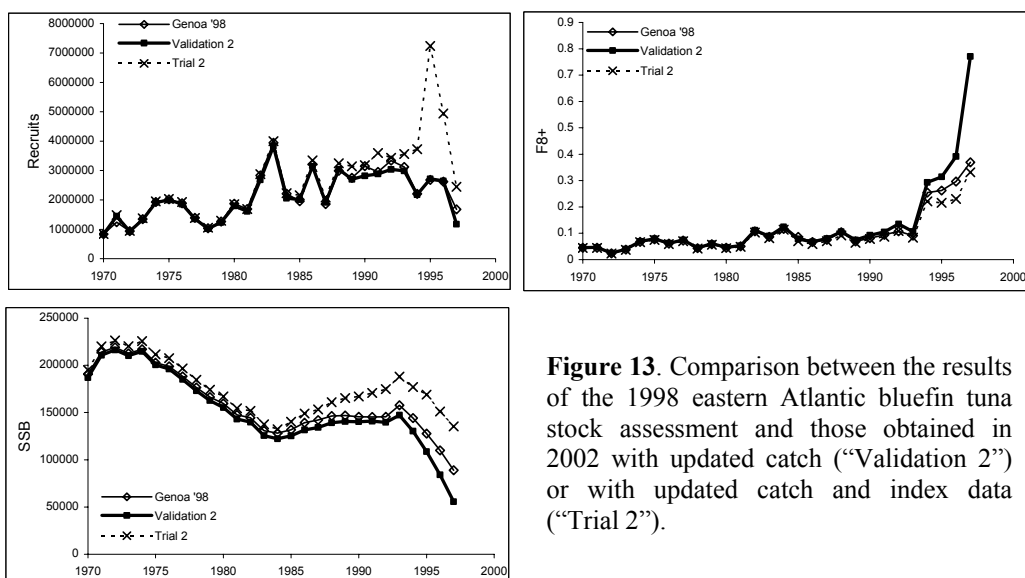


Figure 13. Comparison between the results of the 1998 eastern Atlantic bluefin tuna stock assessment and those obtained in 2002 with updated catch (“Validation 2”) or with updated catch and index data (“Trial 2”).

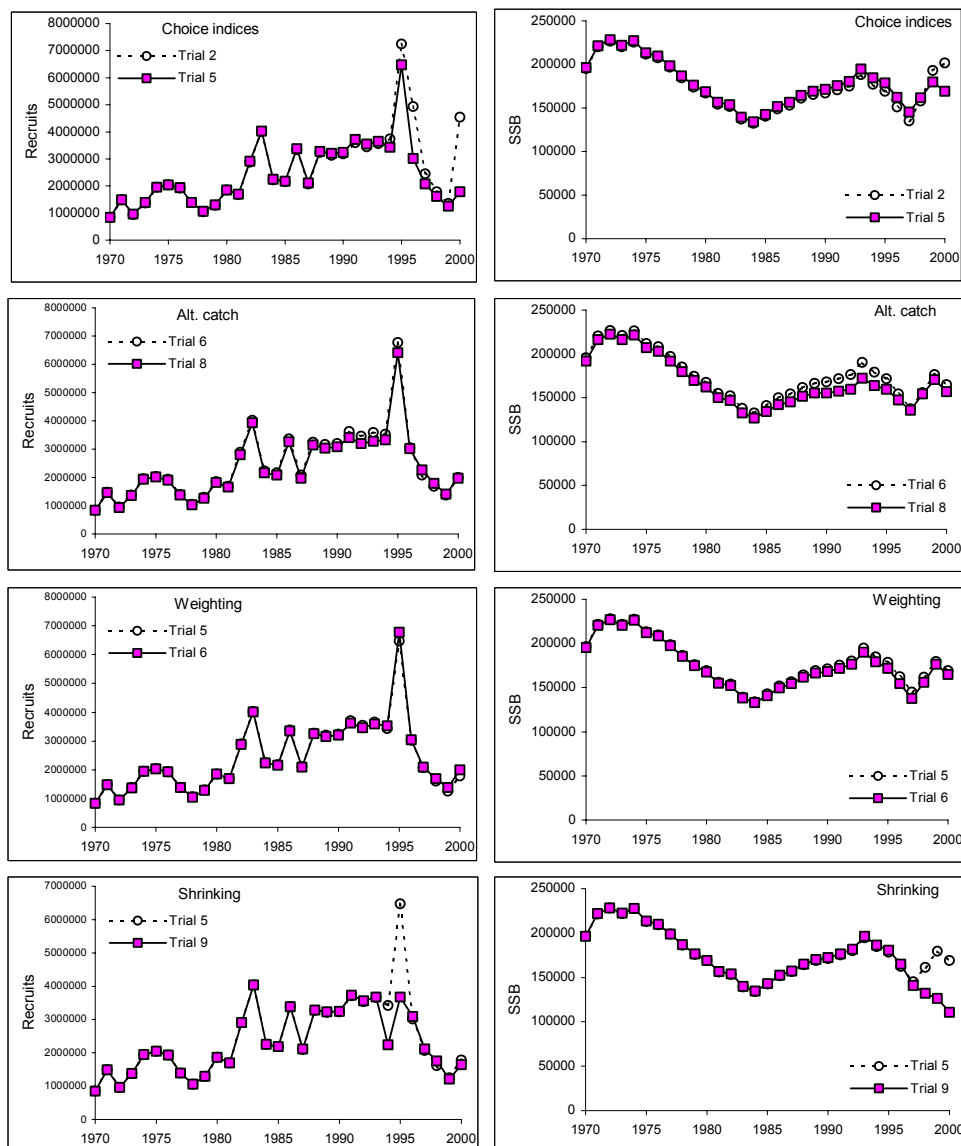


Figure 14. Selected comparisons of results obtained with different datasets or model choices for eastern bluefin tuna. See Table 15 for an explanation of the various runs.

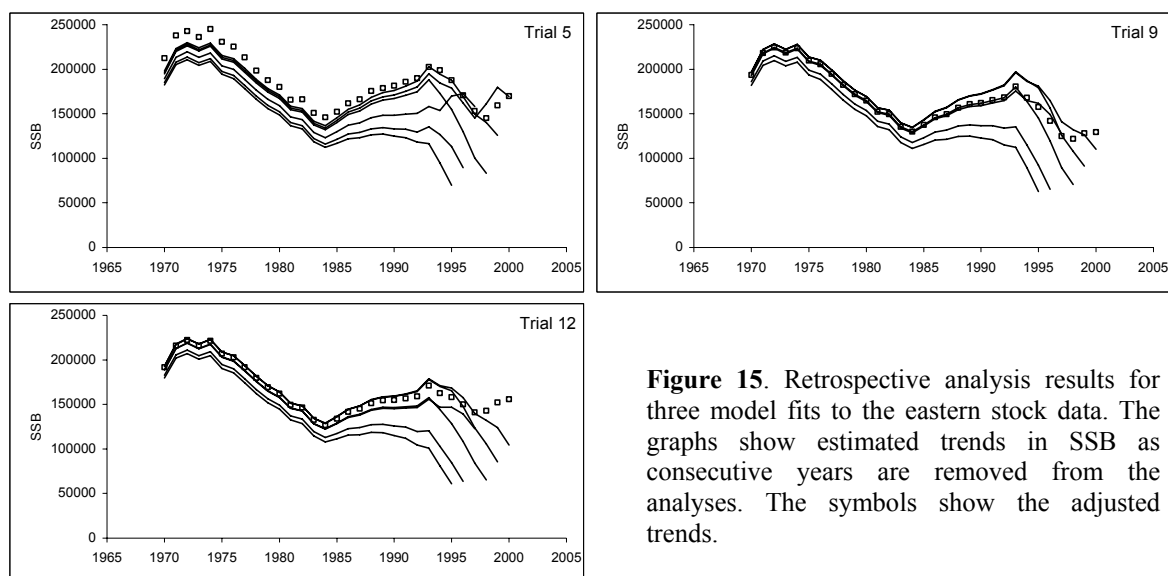


Figure 15. Retrospective analysis results for three model fits to the eastern stock data. The graphs show estimated trends in SSB as consecutive years are removed from the analyses. The symbols show the adjusted trends.

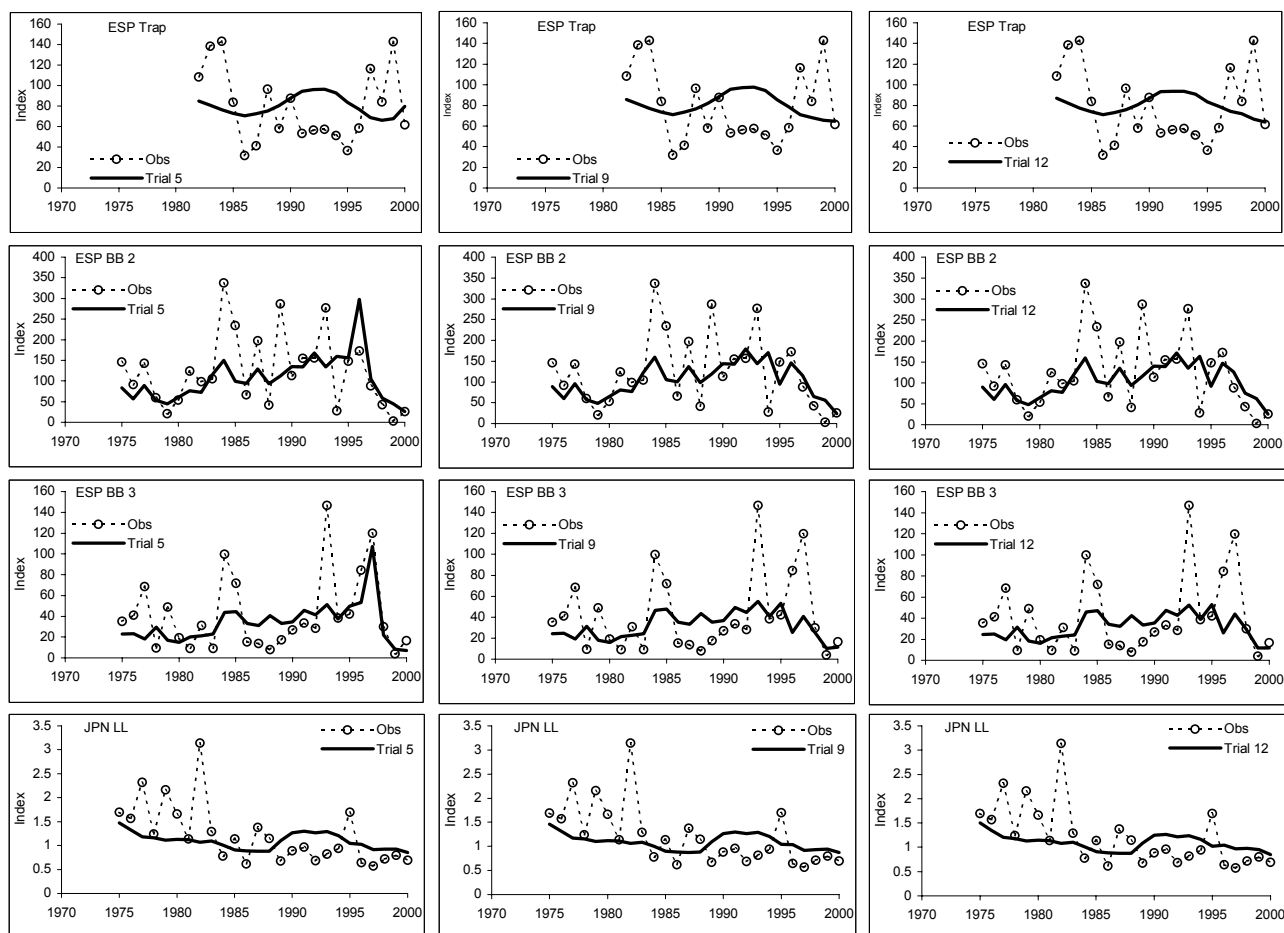
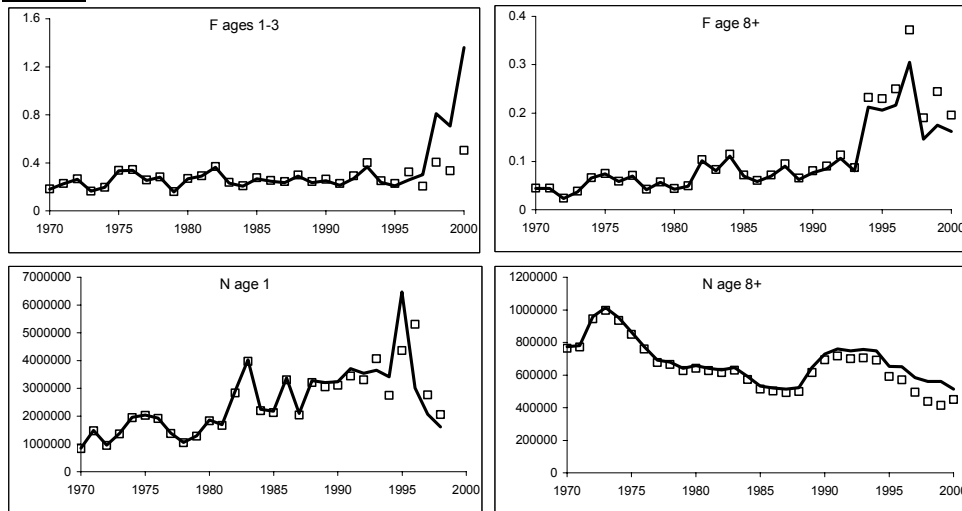
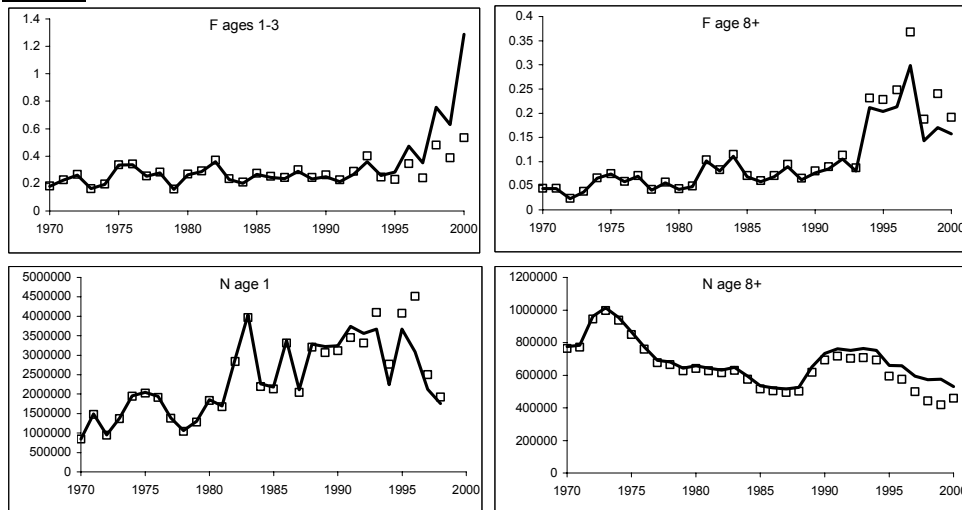


Figure 16. Fits to the CPUE indices used in three different models for eastern Atlantic bluefin tuna.

Trial 5



Trial 9



Trial 12

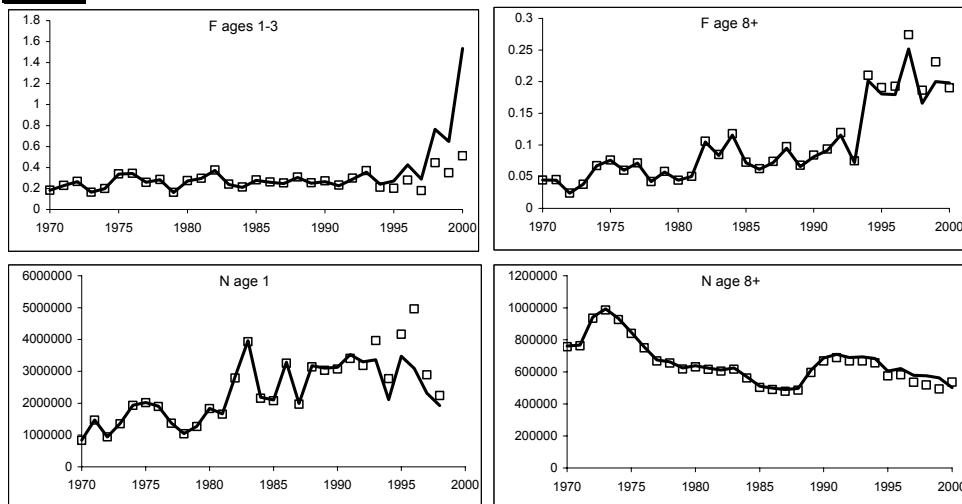


Figure 17. Results of the eastern stock assessment based on three alternative models (Trials 5, 9 and 12). The plots show trends in fishing mortality (F) at age 1-3, the average F for ages 8 and older, and stock sizes at age 1 and ages 8 and older. The symbols depict estimates with retrospective adjustment.

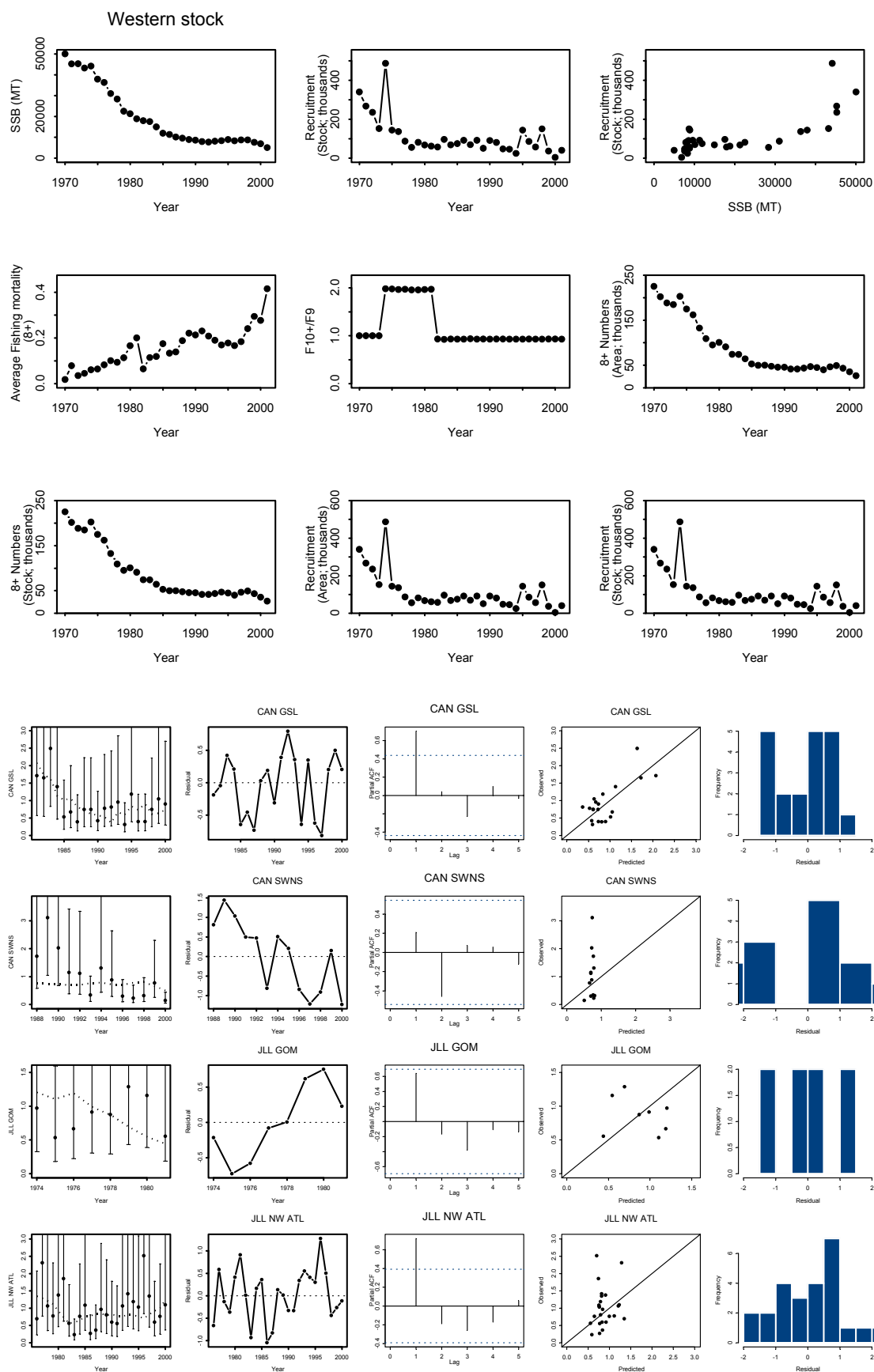


Figure 18. Summary statistics for the base case model fit to the data for western Atlantic bluefin tuna.

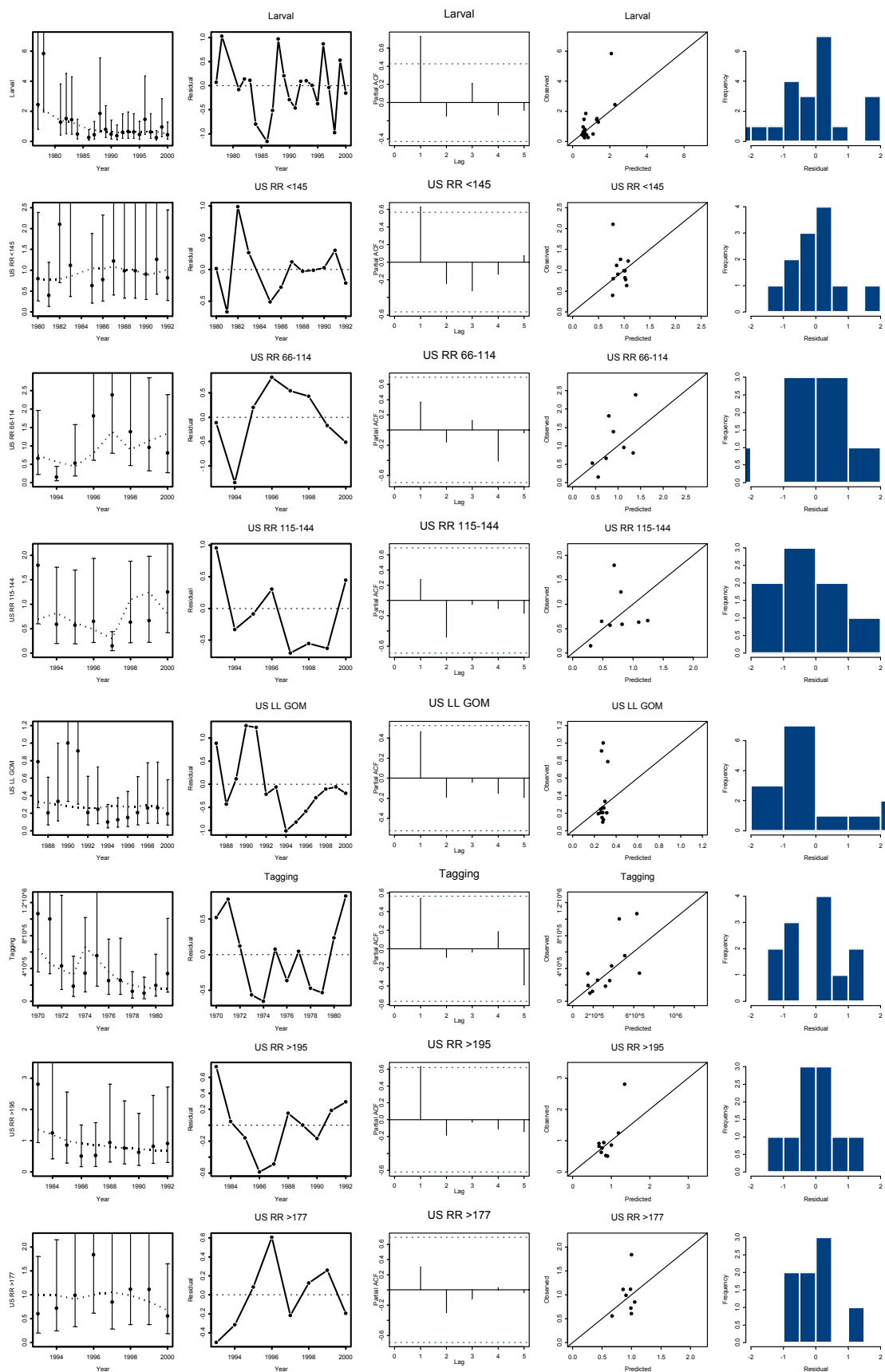


Figure 18 (Cont.)

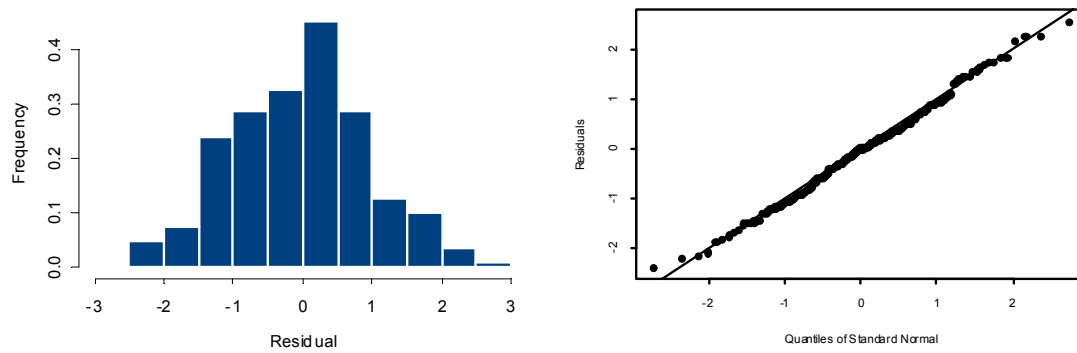


Figure 18. (Cont.)

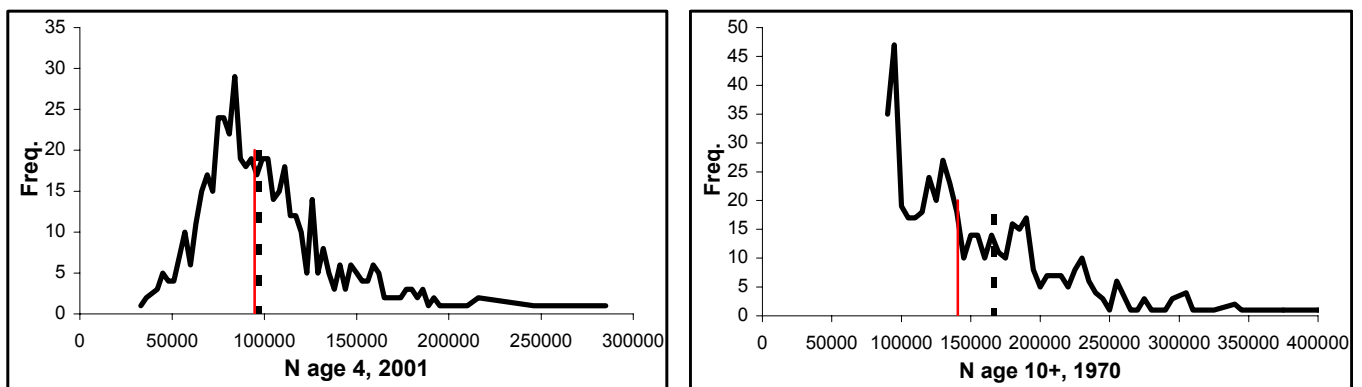


Figure 19. Distributions from 500 parametric bootstrap replicates of the west Atlantic base case assessment.

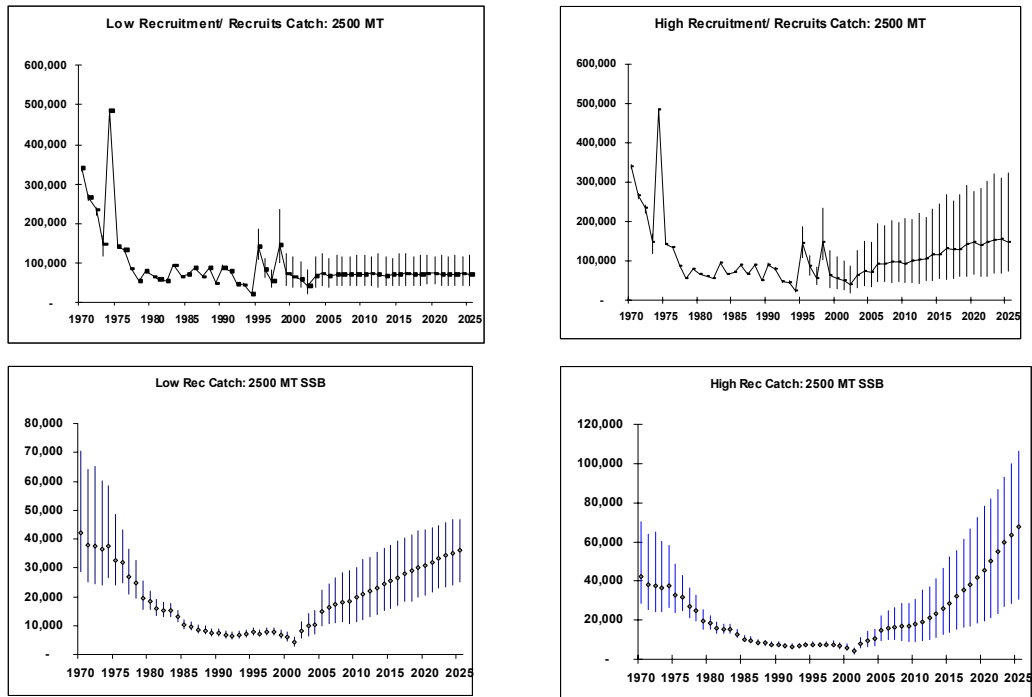


Figure 20. Projection results with 80% confidence intervals for the base-case Low Recruitment Scenario (left plates) and High Recruitment Scenario (right plates) for west Atlantic bluefin (with 2500 t constant annual catches after 2001 for recruitment and spawning stock biomass (SSB)).

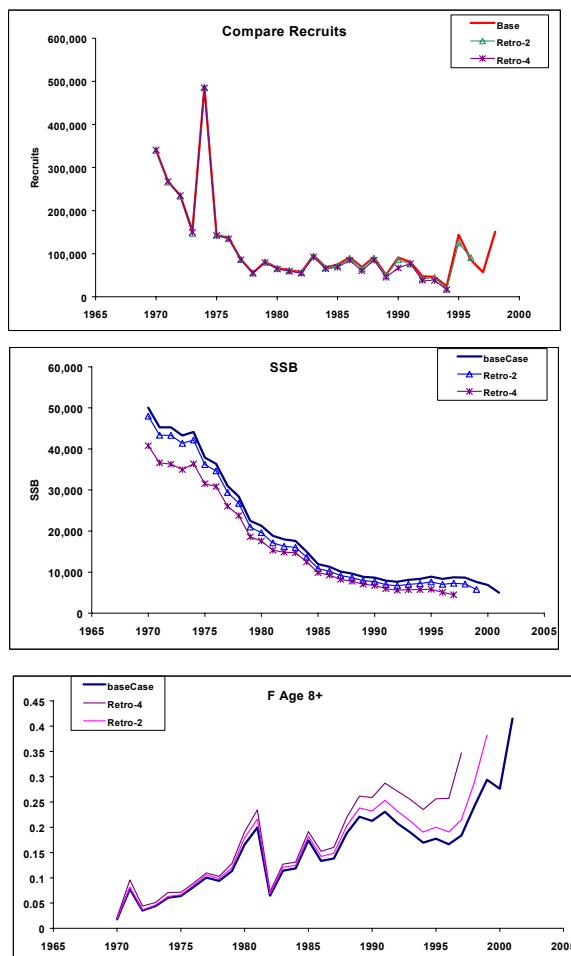


Figure 21. Consistent retrospective analysis results for western Atlantic bluefin tuna.

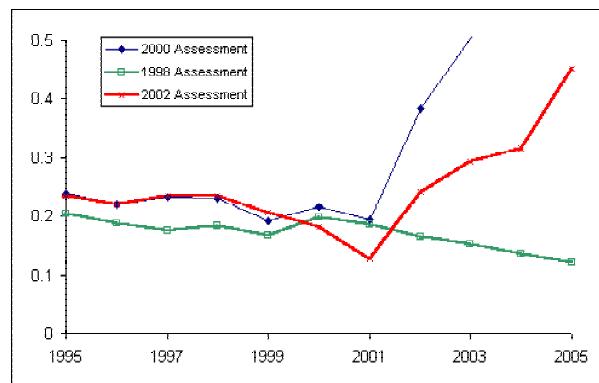
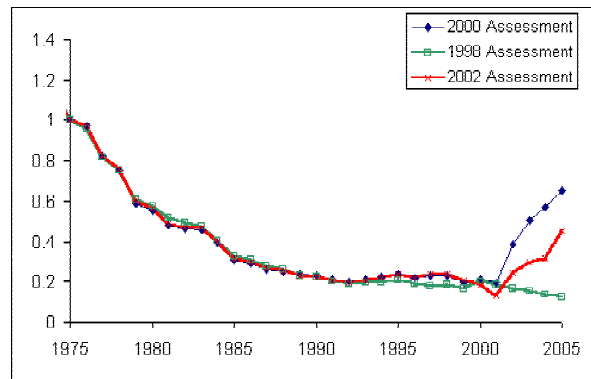
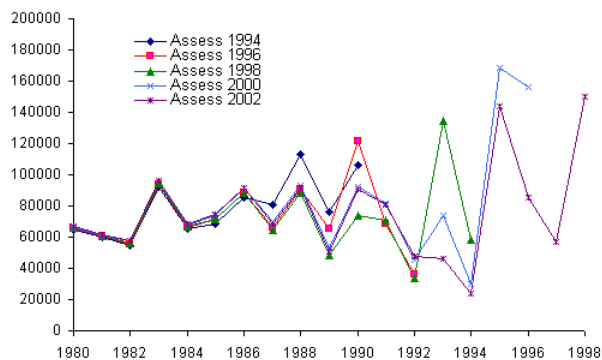


Figure 22. Left plate: Estimates of year class size from the base-case western Atlantic assessments conducted in the years 1994, 1996, 1998, 2000, and currently. Estimates show the tendency for large year classes estimated in one assessment not to be sustained in the next. The reverse also occurs. Right plates: Estimates of SSB expressed relative to 1975 levels for the 1998, 2000, and the current assessment for the period 1975-2005 using the low recruitment projection for the 2500 t case (upper right) and for the period 1990-2005 (lower right).

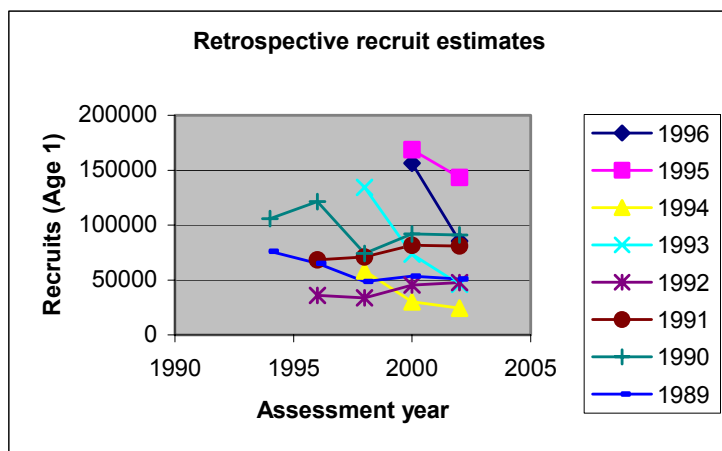


Figure 23. Retrospective analyses suggesting overestimation of short time series (western stock).

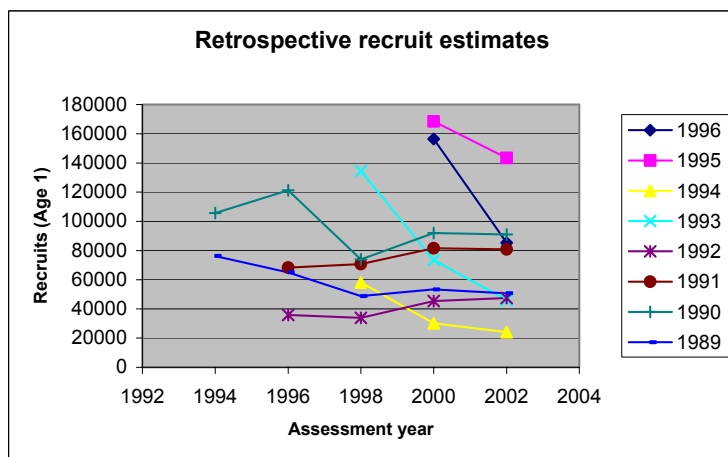


Figure 24. Retrospective analyses joining recruits at age 1 (western stock).

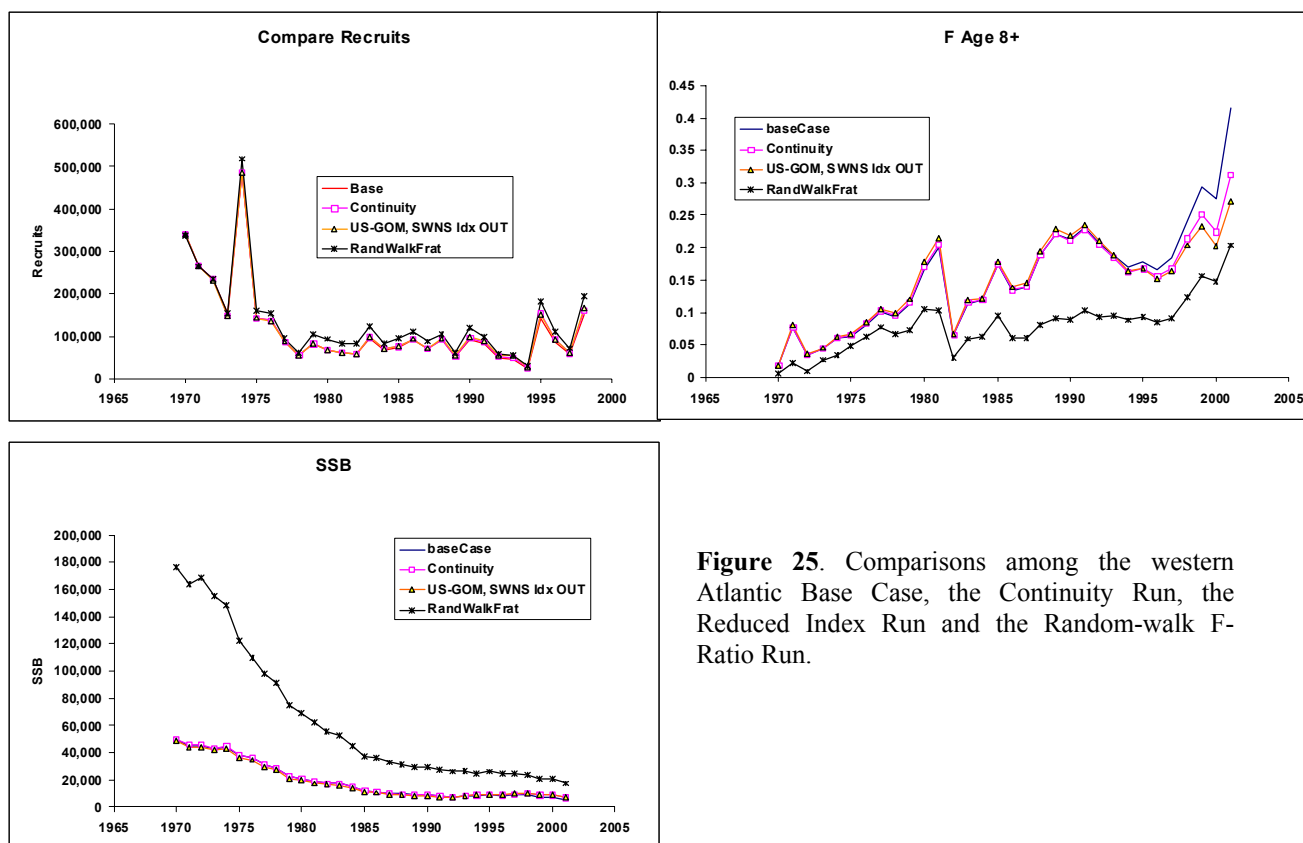


Figure 25. Comparisons among the western Atlantic Base Case, the Continuity Run, the Reduced Index Run and the Random-walk F-Ratio Run.

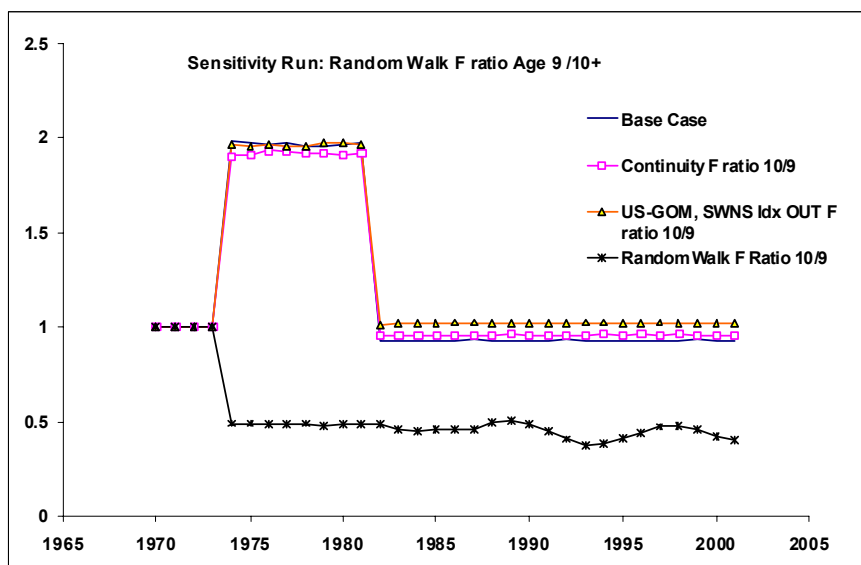


Figure 26. Comparisons among the western Atlantic Base Case, the Continuity Run, the Reduced Index Run and the F-Ratio Run

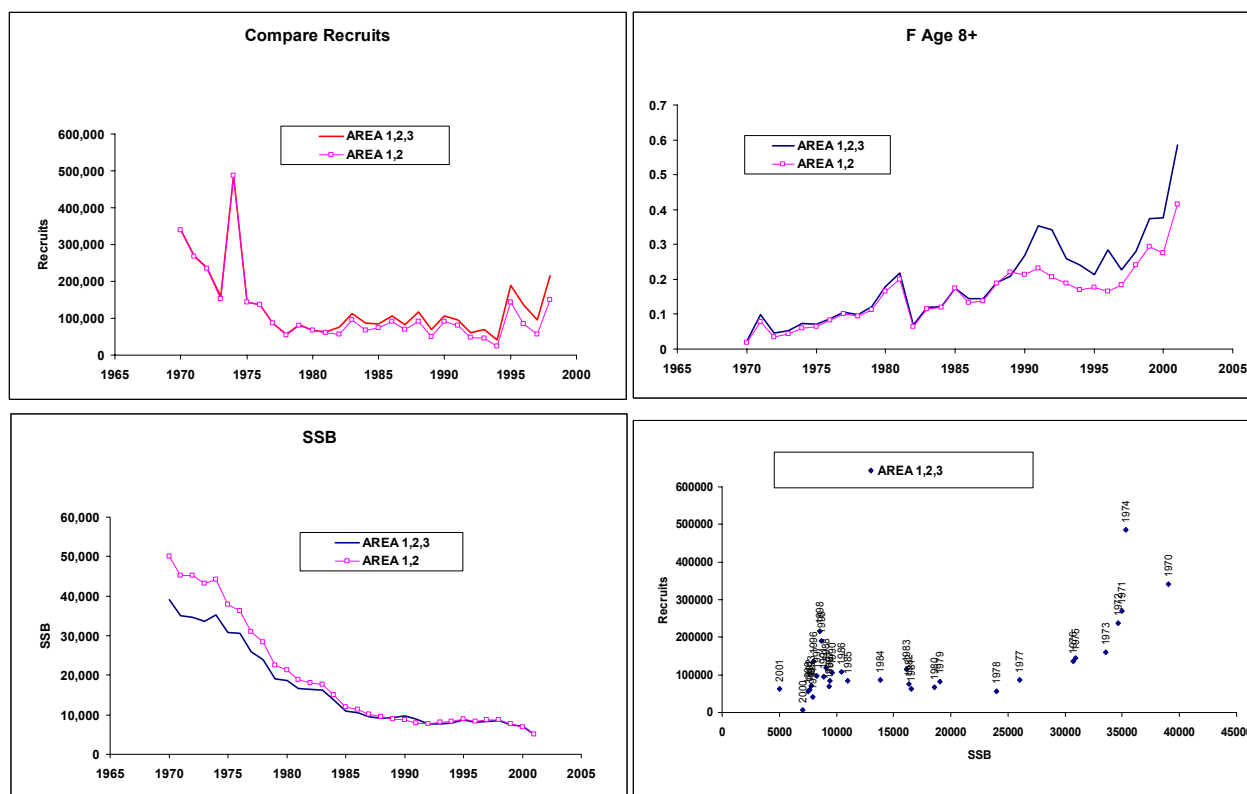


Figure 27. Comparisons with different assessment unit definitions (Areas 1+2, vs. 1+2+3).

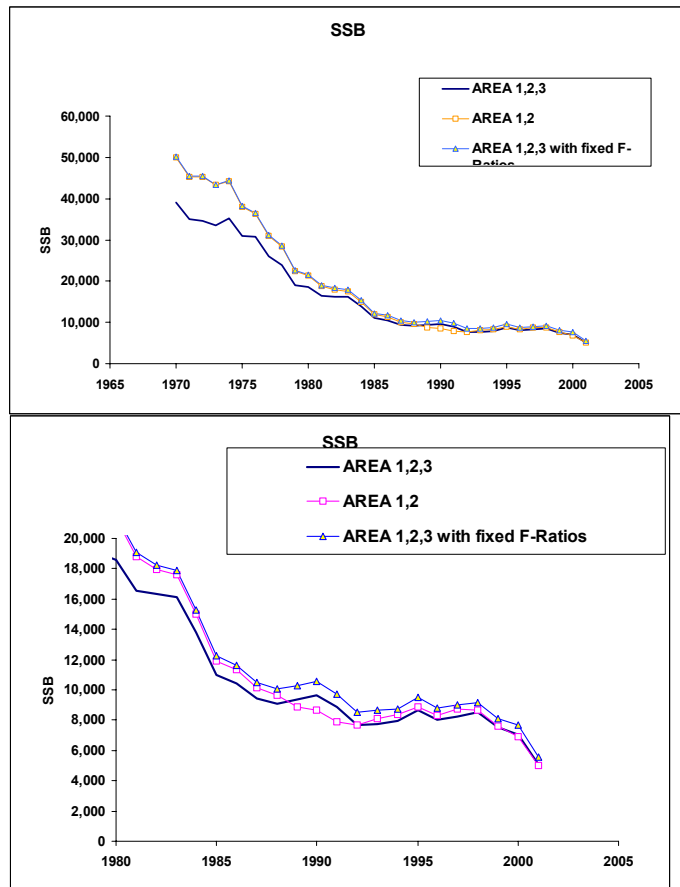


Figure 28. Comparisons with different assessment unit definitions (Areas 1+2, vs. 1+2+3).

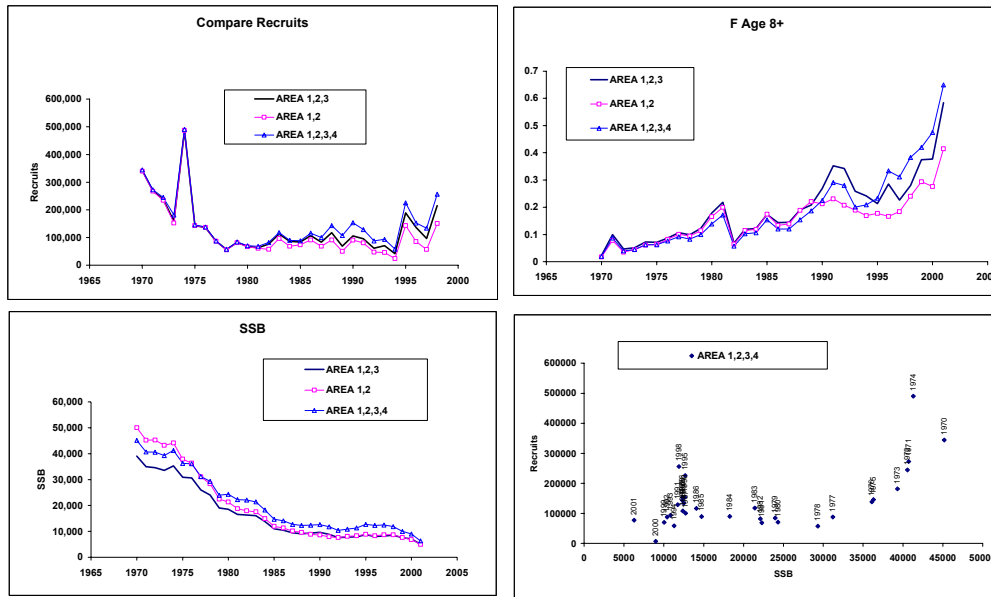


Figure 29. Western Atlantic results obtained when Area 4 is added to Areas 1, 2 and 3.

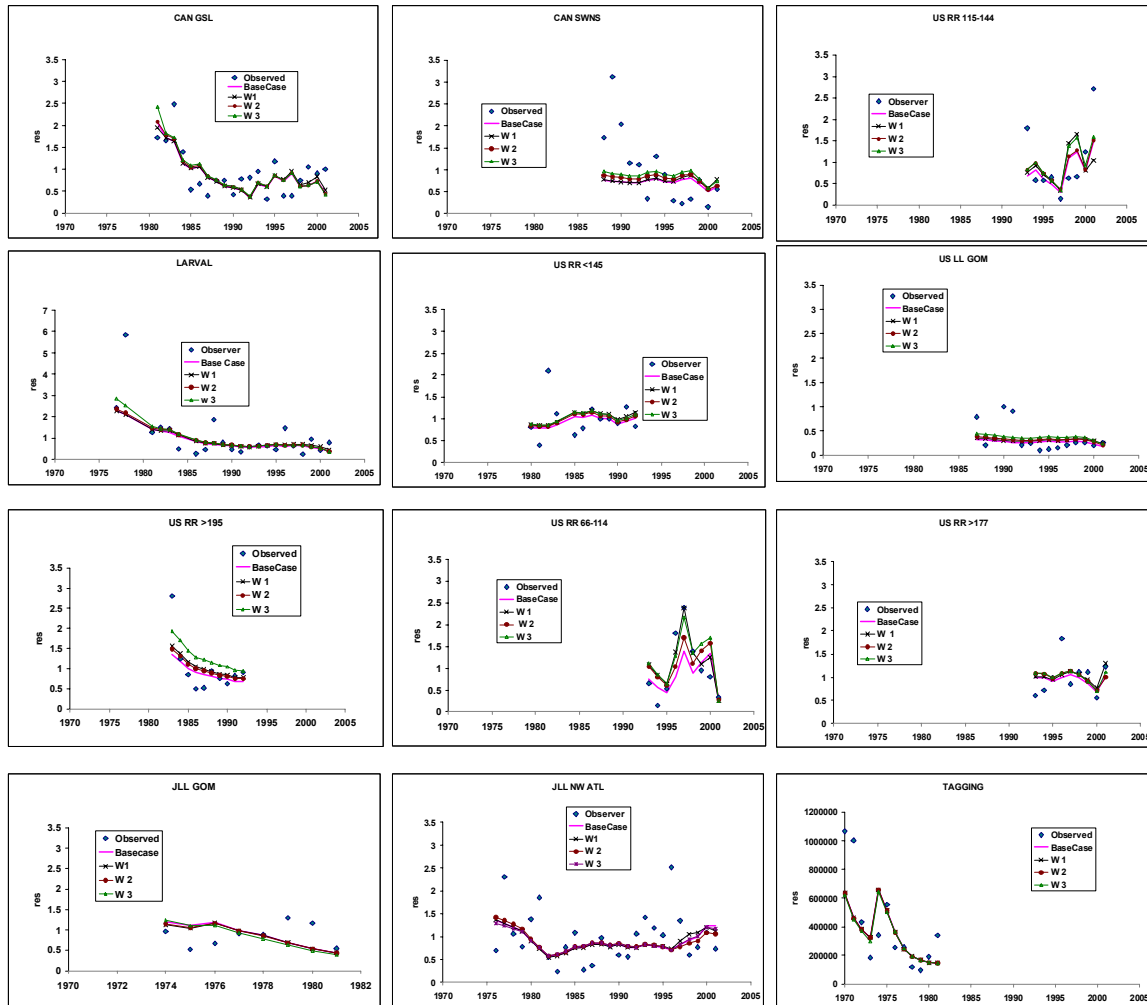


Figure 30. Model fits for each of the four weighting methods to each of the western Atlantic CPUE series.

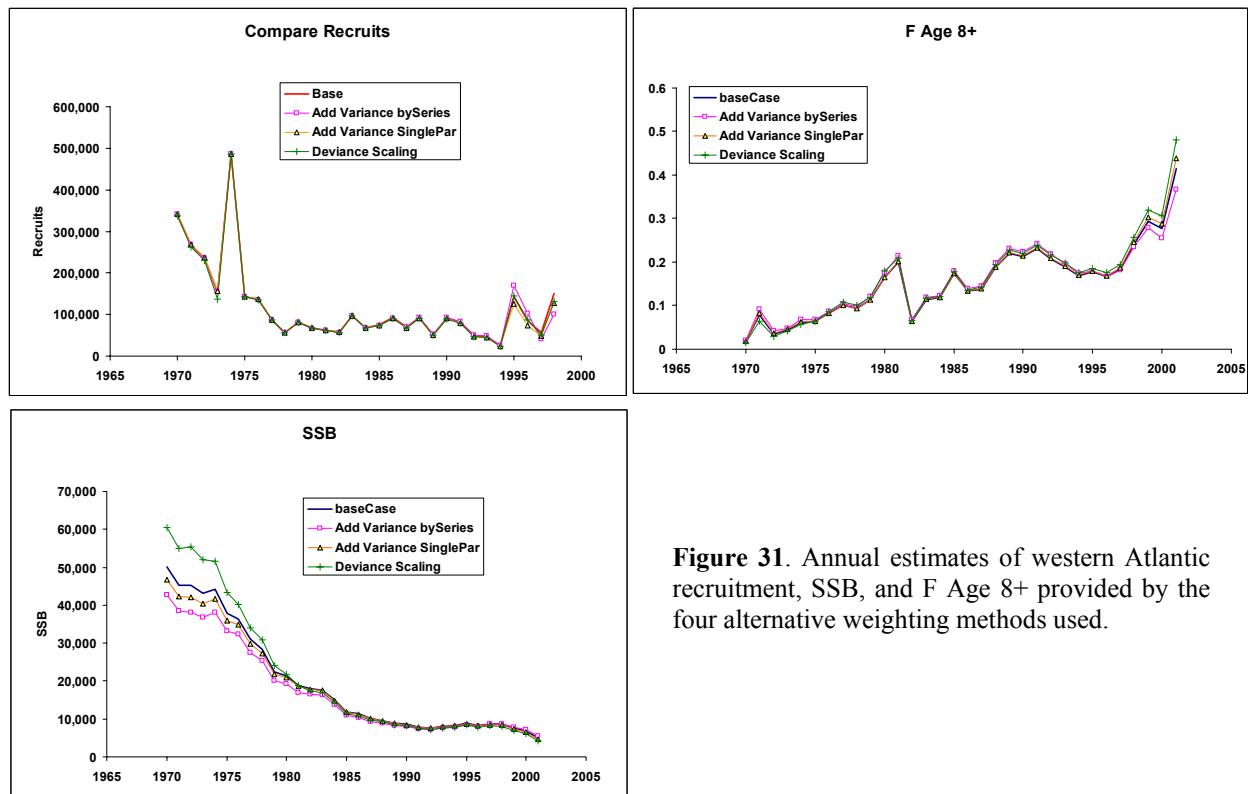


Figure 31. Annual estimates of western Atlantic recruitment, SSB, and F Age 8+ provided by the four alternative weighting methods used.

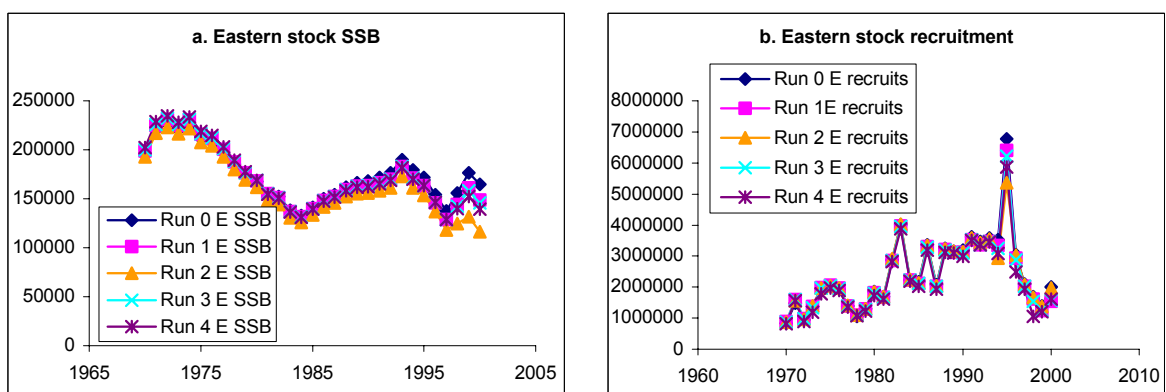


Figure 32. Summary of the mixing sensitivity analysis results. (a) Eastern spawning stock biomass, (b) Eastern stock recruitment,

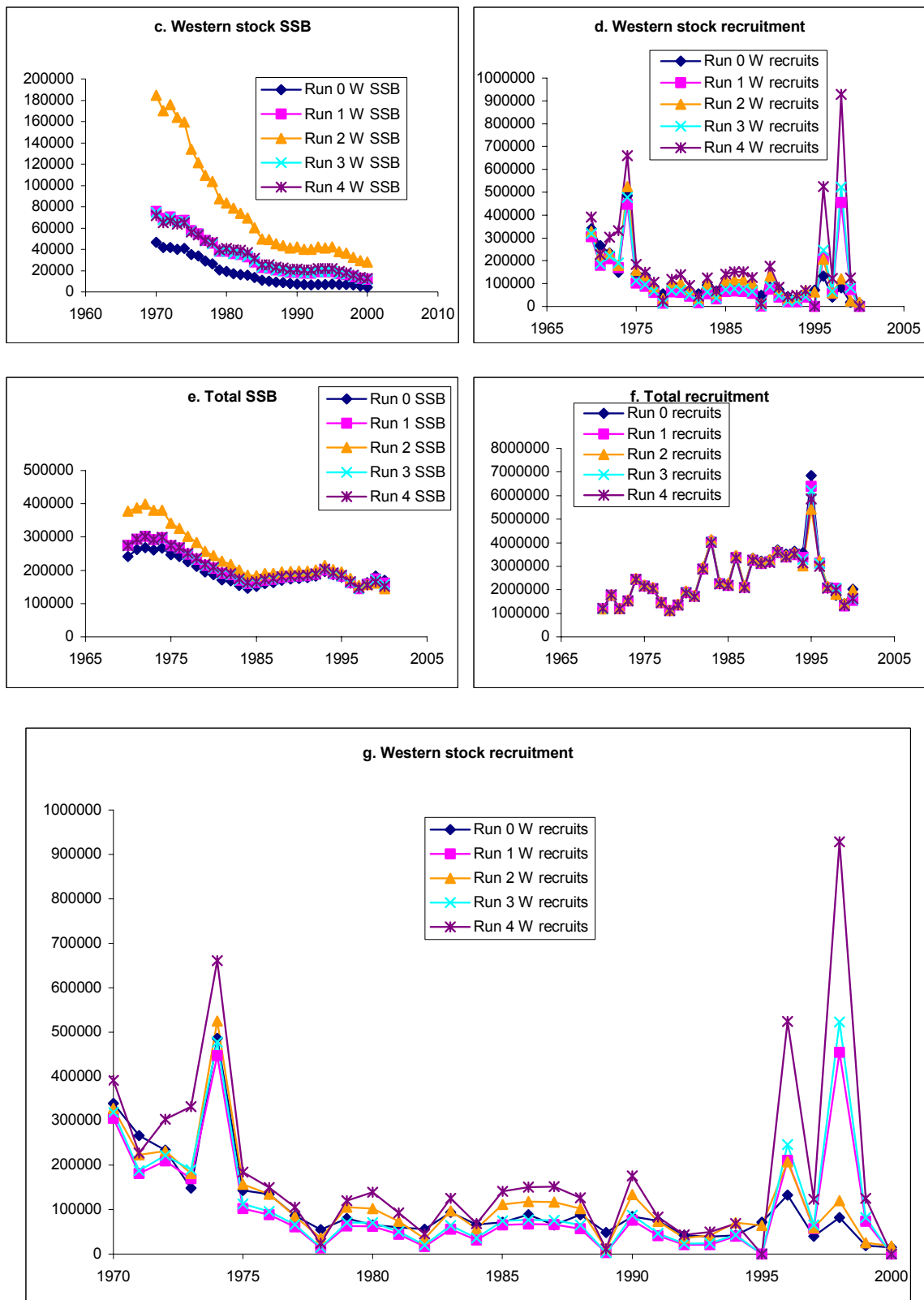


Figure 32 (cont.) Summary of the mixing sensitivity analysis results. (c) western spawning stock (d) western stock recruitment. (e) sum of western and western spawning stock biomass (f) sum of eastern and western recruitment. (g) western recruitment on an expanded scale.

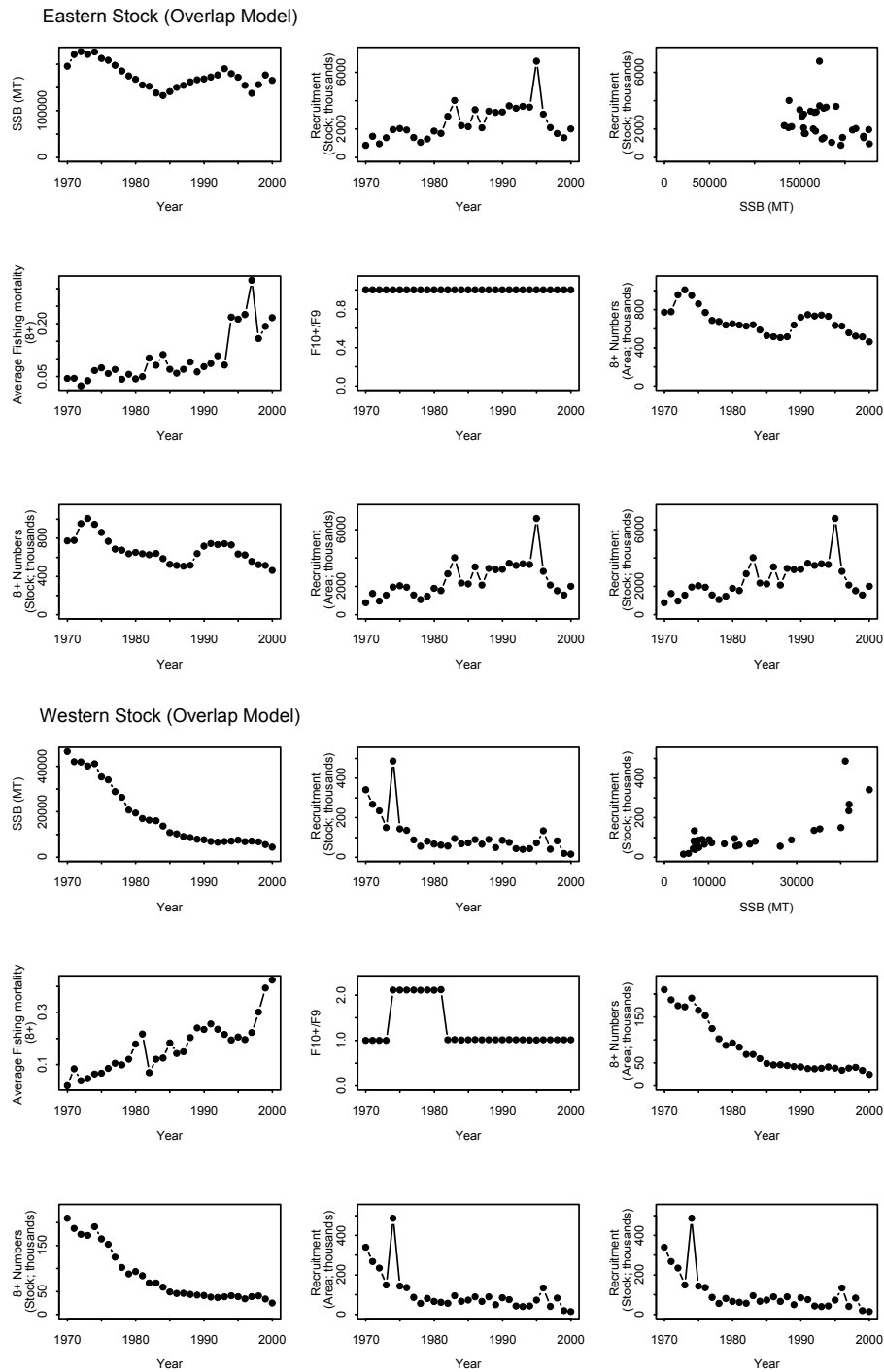


Figure 33. Results of 2-box model with no mixing. Eastern stock (Overlap Model): spawning stock biomass, recruitment by year, recruitment against spawning stock biomass, average fishing mortality of 8+ fish, F-ratio, number of 8+ fish in the eastern area, number of 8+ fish in the eastern stock, recruitment in the eastern area, recruitment in the eastern stock. Western stock (Overlap Model): spawning stock biomass, recruitment by year, recruitment against spawning stock biomass, average fishing mortality of 8+ fish, F-ratio, number of 8+ fish in the western area, number of 8+ fish in the western stock, recruitment in the western area, recruitment in the western stock.

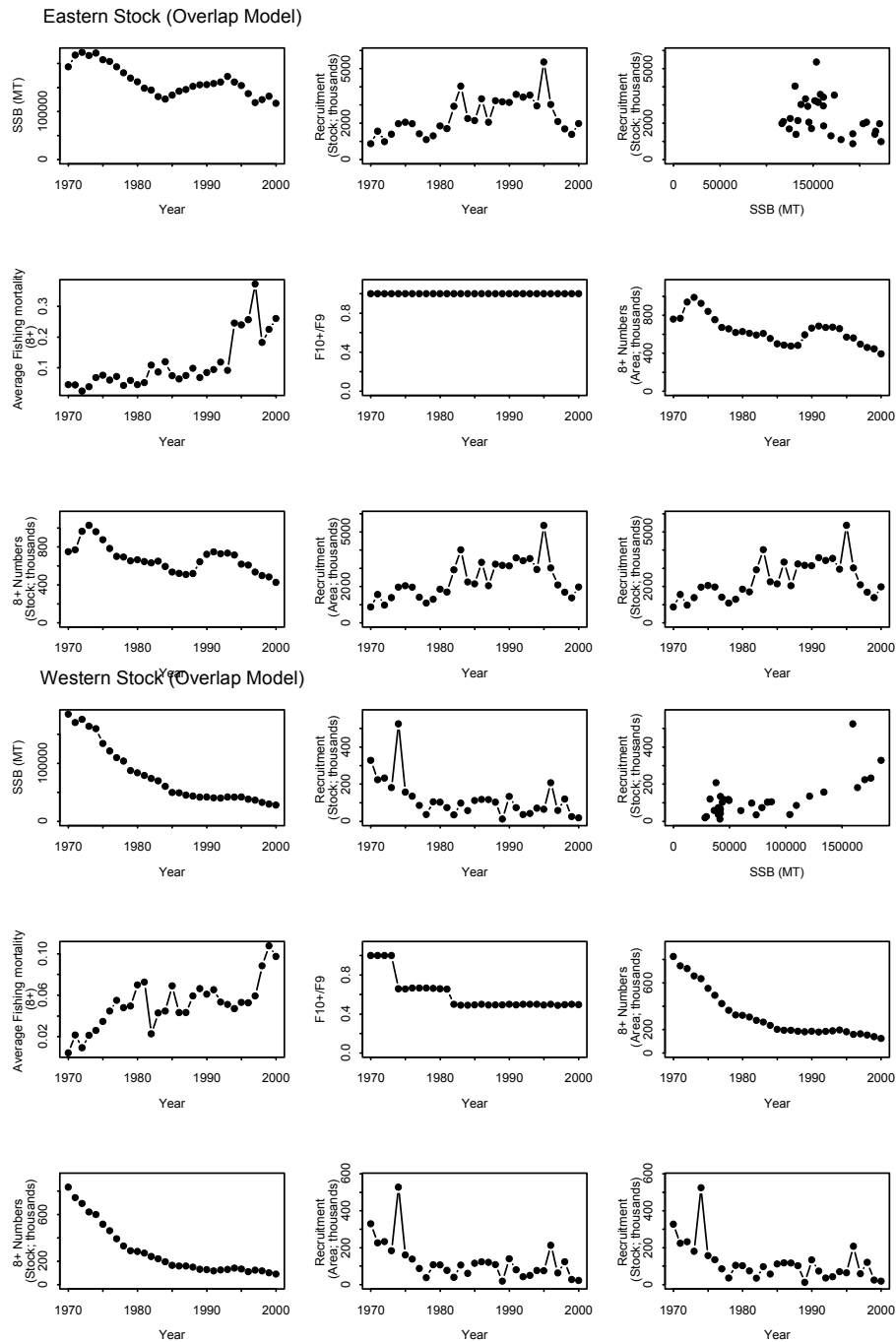


Figure 34. Results of 2-box model with $\tilde{T}_e$ and $\tilde{T}_w$ increasing with age. Eastern stock (Overlap Model): spawning stock biomass, recruitment by year, recruitment against spawning stock biomass, average fishing mortality of 8+ fish, F-ratio, number of 8+ fish in the eastern area, number of 8+ fish in the eastern stock, recruitment in the eastern area, recruitment in the eastern stock. Western stock (Overlap Model): spawning stock biomass, recruitment by year, recruitment against spawning stock biomass, average fishing mortality of 8+ fish, F-ratio, number of 8+ fish in the western area, number of 8+ fish in the western stock, recruitment in the western area, recruitment in the western stock.

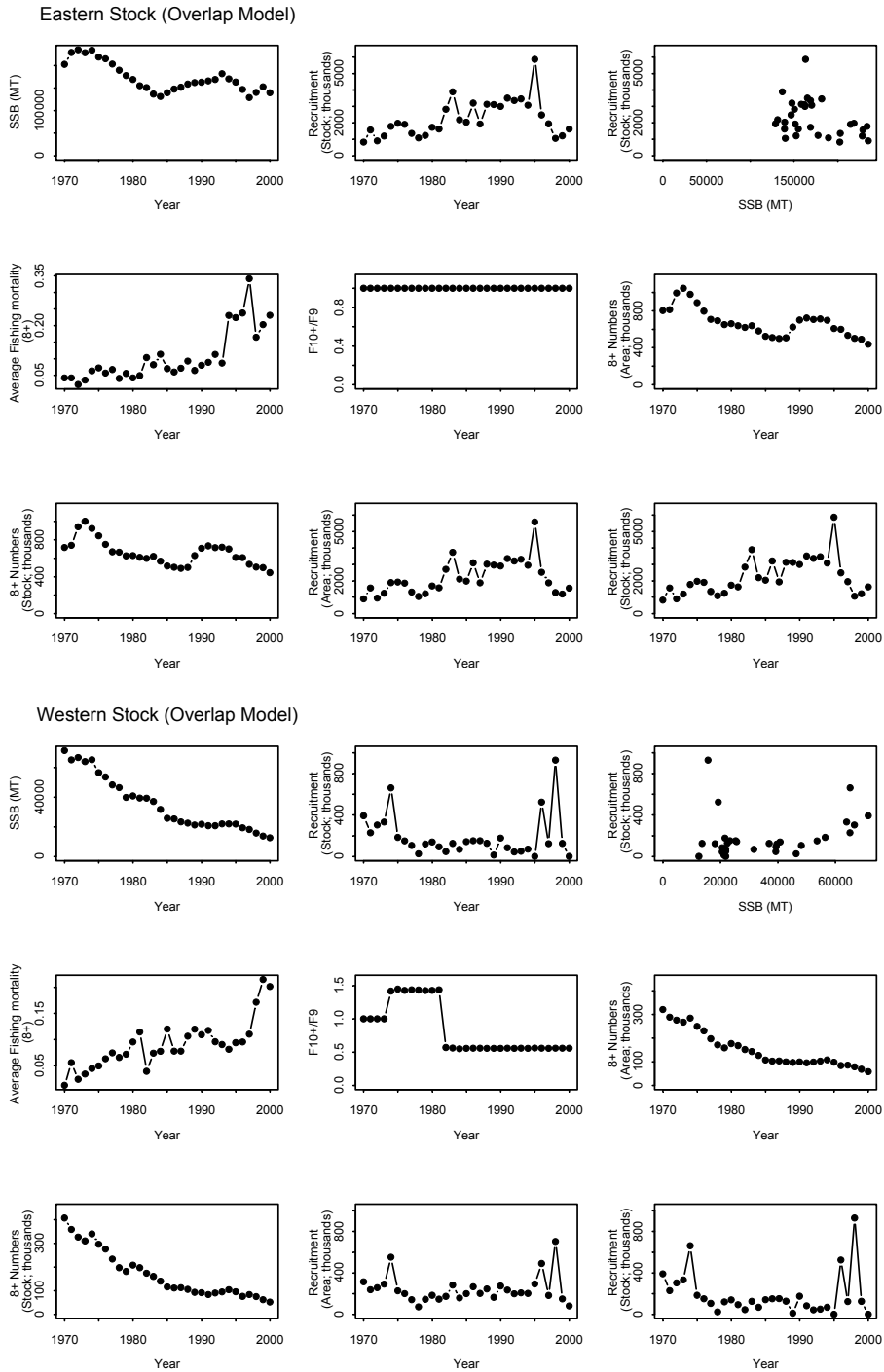


Figure 35. Results of 2-box model with $\tilde{T}_e = 5\%$ and $\tilde{T}_w = 30\%$. Eastern stock (Overlap Model): spawning stock biomass, recruitment by year, recruitment against spawning stock biomass, average fishing mortality of 8+ fish, F-ratio, number of 8+ fish in the eastern area, number of 8+ fish in the eastern stock, recruitment in the eastern area, recruitment in the eastern stock. Western stock (Overlap Model): spawning stock biomass, recruitment by year, recruitment against spawning stock biomass, average fishing mortality of 8+ fish, F-ratio, number of 8+ fish in the western area, number of 8+ fish in the western stock, recruitment in the western area, recruitment in the western stock.

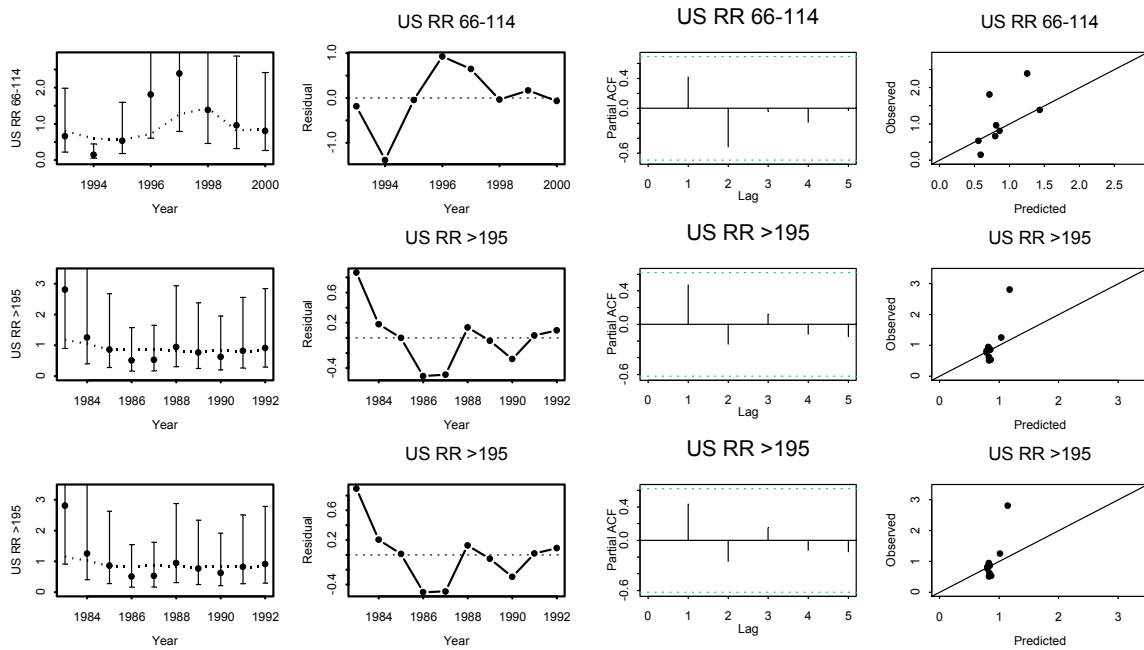


Figure 36. Comparison of the residuals for the Western small fish index, US RR <114 obtained by fitting different models. (Top) Run 0,(middle) Run 2, (bottom) Run 4.

Trial 5r, 2000 selection pattern, Check

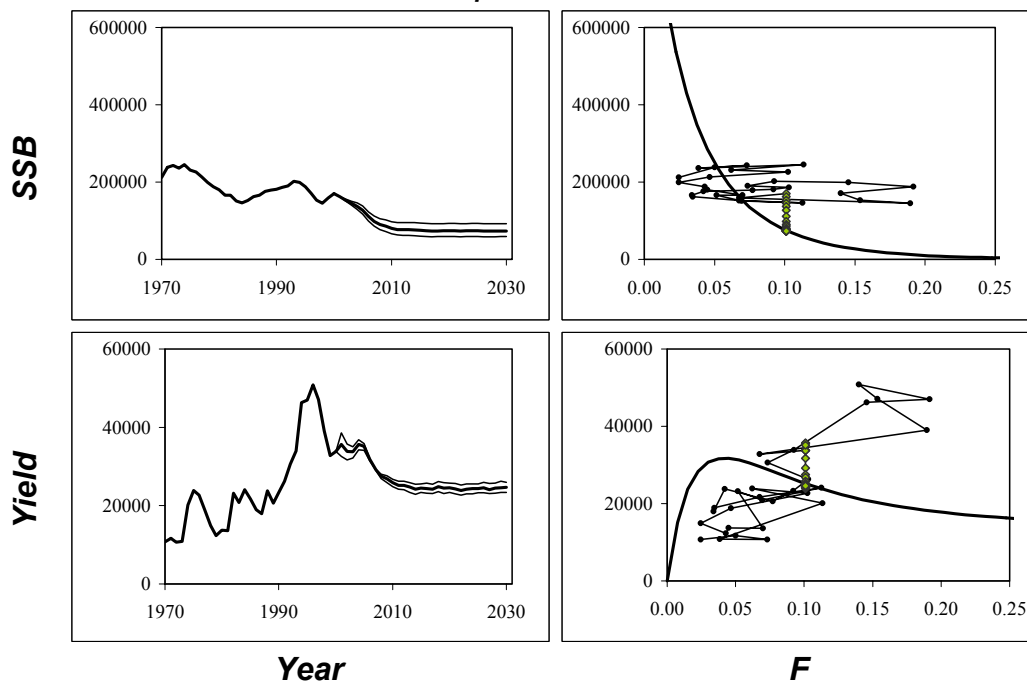
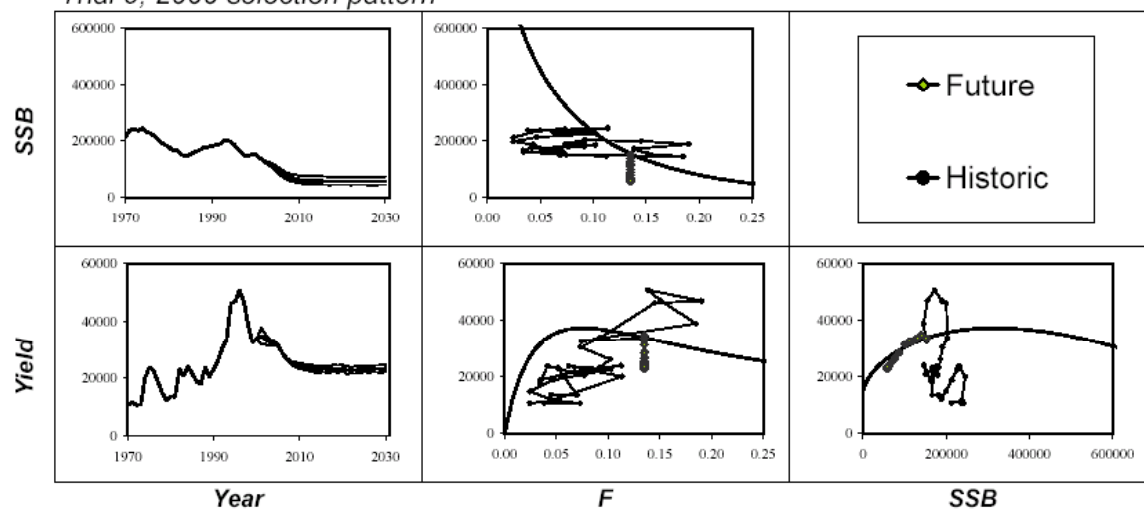
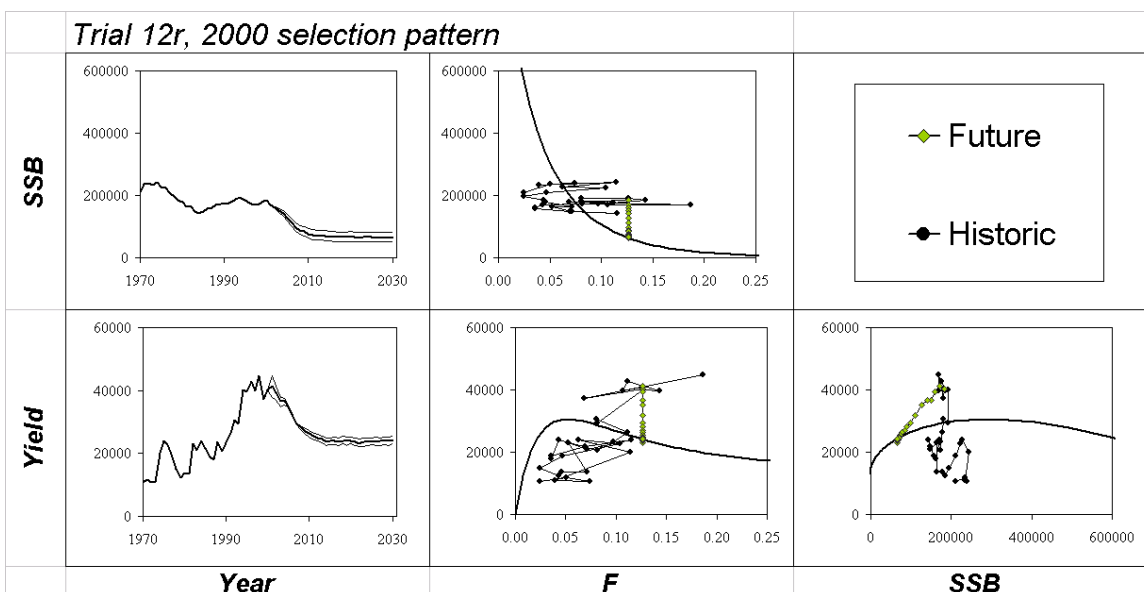


Figure 37. Plots for eastern Atlantic projections based upon the three trials adjusted for retrospective biases (5r, 9r and 12r) and the two selection patterns (based upon the 2000 selection pattern, with and without fishing on ages 1 to 4). In the panels in the first column future levels of yield and SSB are given for the three levels of fishing mortality (0.9, 1.0 and 1.1 times F_{2000}). Plots of SSB and yield against F and yield against SSB are compared in the other panels against the appropriate per recruit quantities.

Trial 9, 2000 selection pattern



Trial 12r, 2000 selection pattern



Trial 5r, 2000 selection pattern $F_{1 \text{ to } 4} = 0.0$

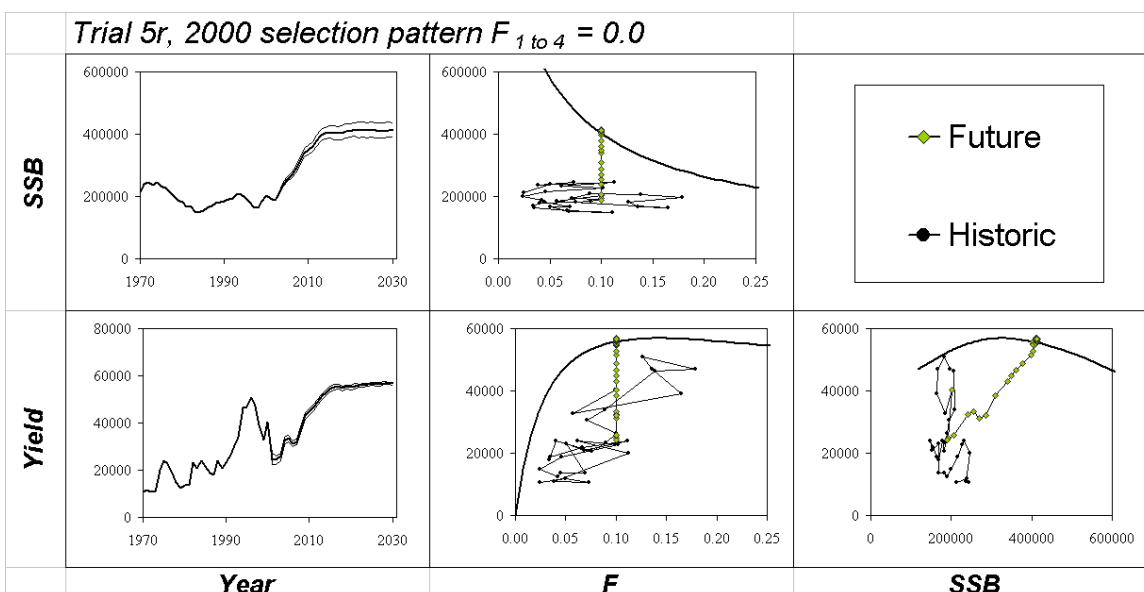


Figure 37 (cont.)

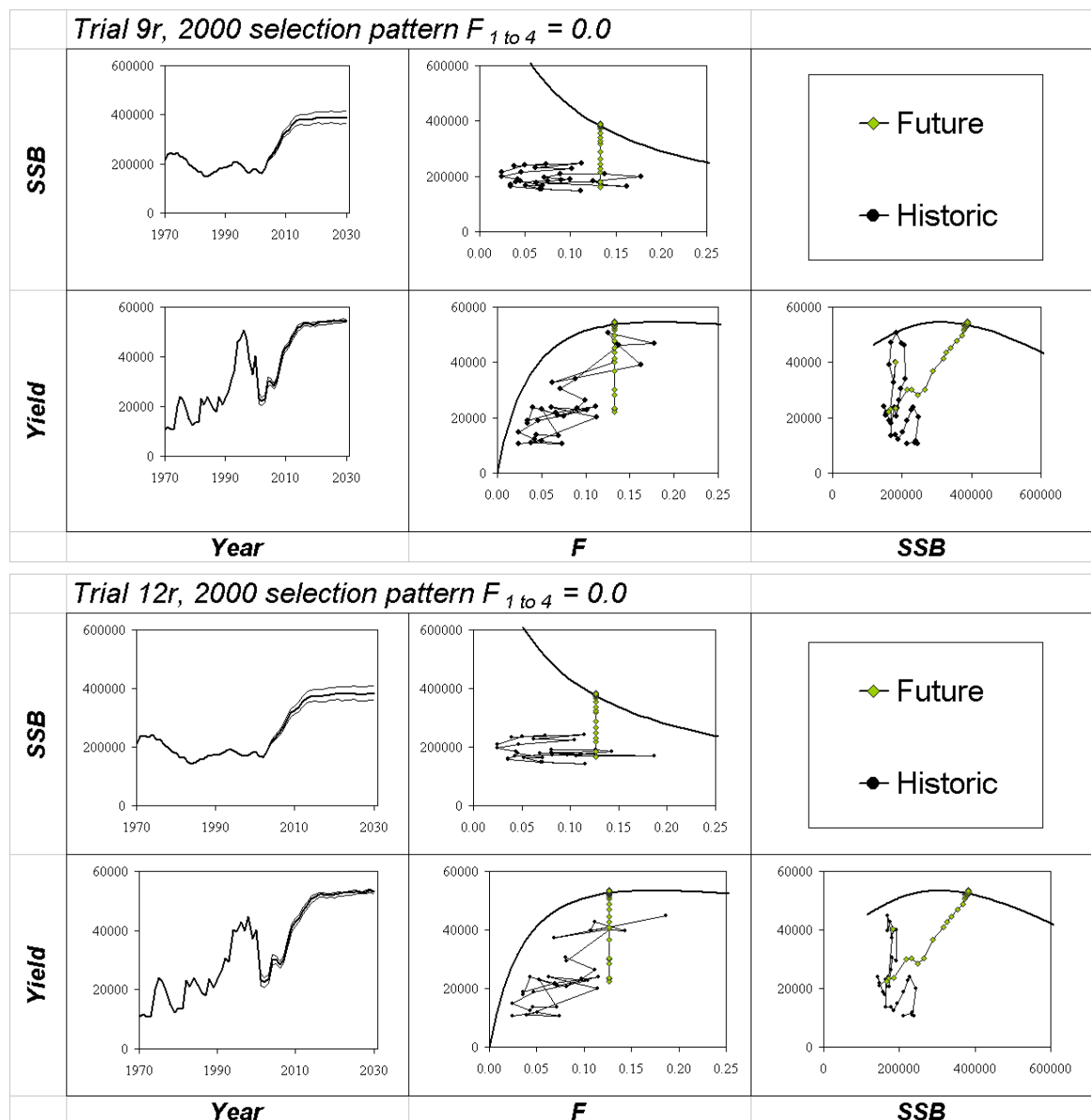


Figure 37 (cont.) Plots for eastern Atlantic projections based upon the three trials adjusted for retrospective biases.

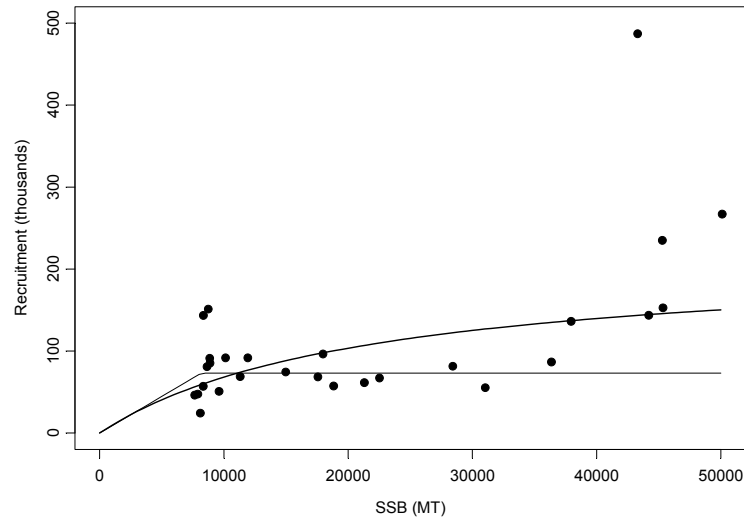


Figure 38. The Low Recruitment Scenario (2-line) and High Recruitment Scenario (Beverton-Holt) stock-recruitment recruitment relationships for the base-case assessment for the western stock.

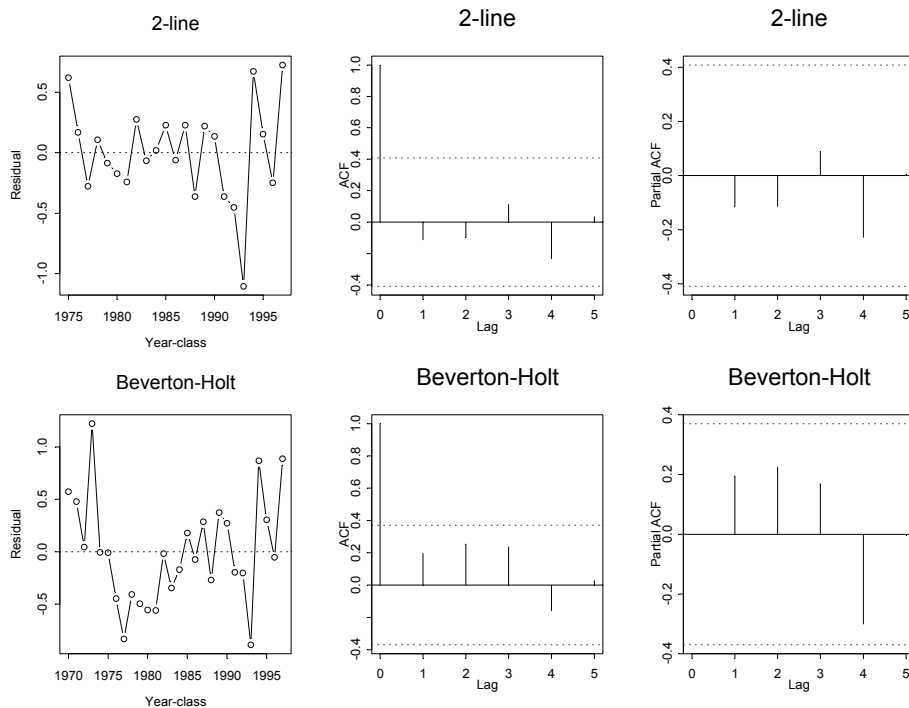


Figure 39. Analysis of the residuals about the fits of the 2-line and Beverton-Holt stock-recruitment relationship to the recruitment and spawning stock size estimates for the western stock. The panels for each stock-recruitment relationship show the raw residuals, the autocorrelation function, and the partial autocorrelation function (this function illustrates the validity of adding extra terms to an AR model).

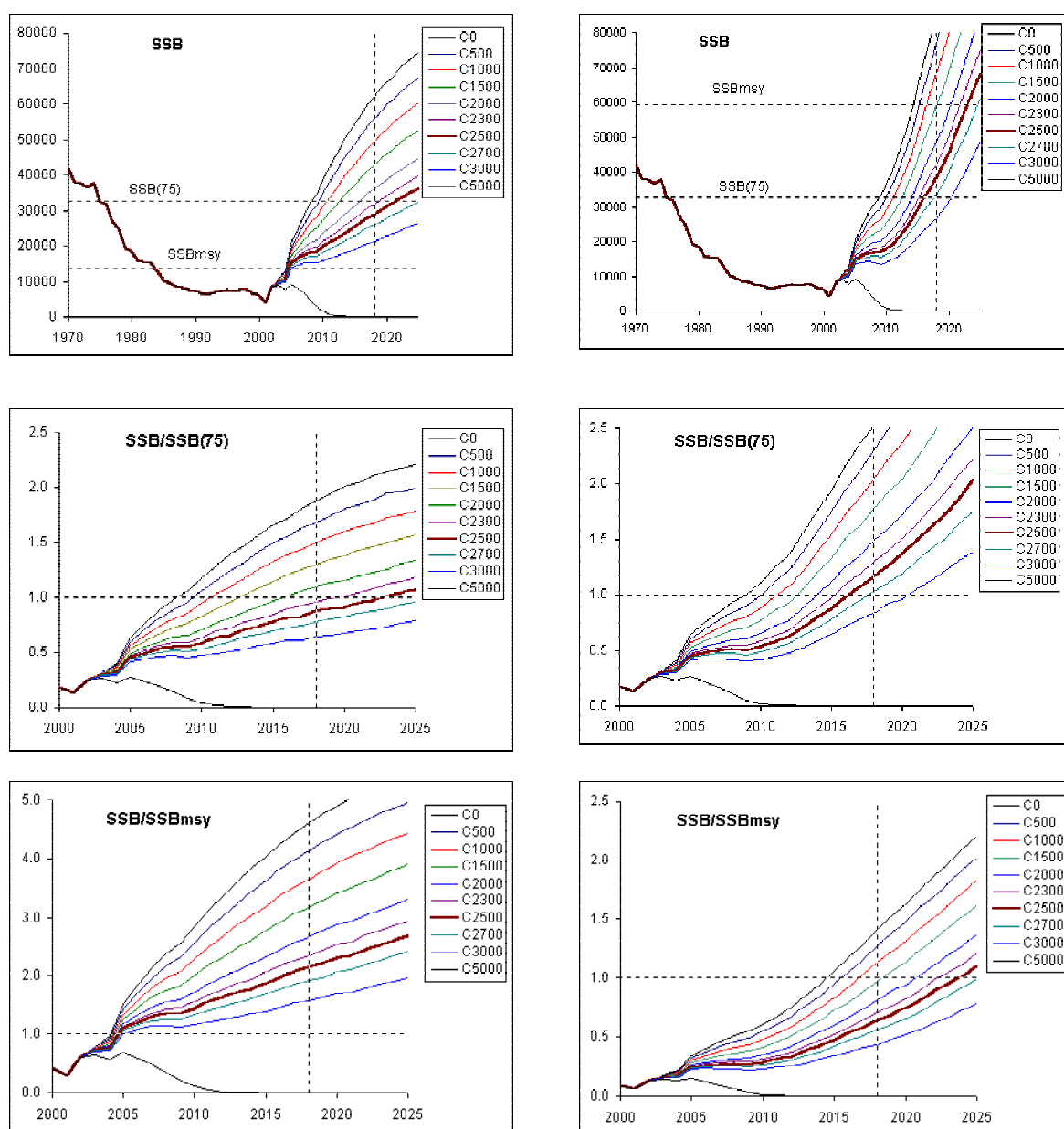


Figure 40. Median projections of spawning stock biomass (SSB) for the base-case assessment under various levels of constant catch, expressed in absolute terms, relative to 1975 levels and relative to B_{MSY} for the low (left) and high (right) recruitment scenarios.

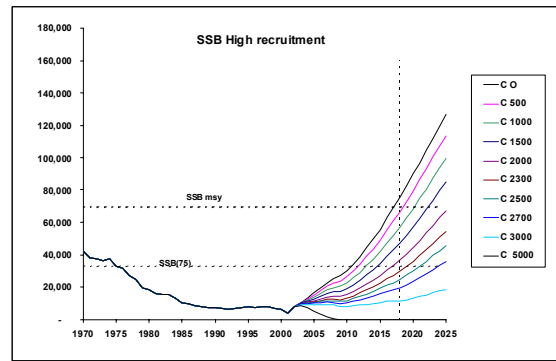
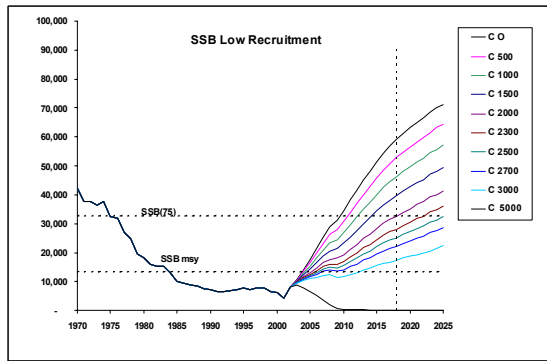


Figure 41. Median projections of absolute spawning stock biomass (SSB) for the base-case assessment under various levels of constant catch when the 1996 and 1997 year-classes are omitted from the projections. Results are shown in the upper and lower panels for the low and high recruitment scenarios.

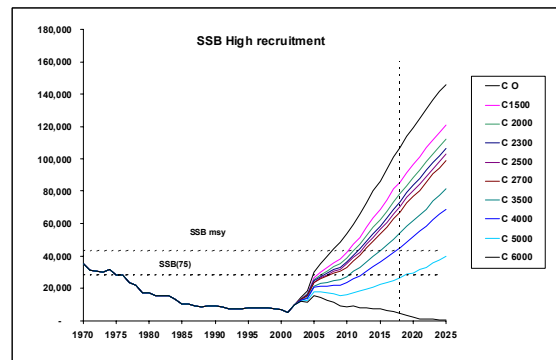
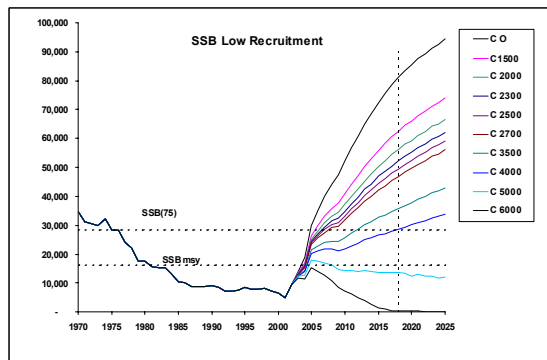


Figure 42. Median projections of absolute spawning stock biomass (SSB) for the assessment based on Areas 1, 2 and 3 under various levels of constant catch. Results are shown in the upper and lower panels for the low and high recruitment scenarios.

Agenda

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements.
2. Review of the 6th GFCM-ICCAT Joint Working Group Meeting
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 scenarios
5. Relative abundance indices
 - 5.1 Relative abundance indices – East
 - 5.2 Relative abundance indices – West
 - 5.3 Relative abundance indices – mixing scenarios
6. Methods and other data relevant to the assessment
 - 6.1 Methods – East
 - 6.2 Methods – West
7. Stock status results
 - 7.1 Stock status – East
 - 7.2 Stock status – West
 - 7.3 Mixing models
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

Appendice 1

Ordre du jour

1. Ouverture, adoption de l'ordre du jour et organisation des sessions
2. Examen de la 6^e Réunion conjointe du Groupe de travail CGPM/ICCAT
3. Données biologiques, y compris information sur le marquage
4. Données de capture, y compris fréquences de taille et tendances des pêcheries
 - 4.1 Tendances des pêcheries – Est
 - 4.2 Tendances des pêcheries – Ouest
 - 4.3 Données de prises – Est
 - 4.4 Données de prises – Ouest
 - 4.5 Scénarios de mélange
5. Indices de l'abondance relative
 - 5.1 Indices de l'abondance relative – Est
 - 5.2 Indices de l'abondance relative – Ouest
 - 5.3 Indices de l'abondance relative – Scénarios de mélange
6. Méthodes et autres éléments pertinents pour l'évaluation
 - 6.1 Méthodes – Est
 - 6.2 Méthodes – Ouest

7. Résultats concernant l'état des stocks
 - 7.1 Etat du stock – Est
 - 7.2 Etat du stock – Ouest
 - 7.3 Modèles de mélange
8. Projections
 - 8.1 Projections – Est
 - 8.2 Projections – Ouest
9. Recommandations
 - 9.1 Recherche et statistiques – Est
 - 9.2 Recherche et statistiques – Ouest
 - 9.3 Gestion – Est
 - 9.4 Gestion – Ouest
10. Autres questions
11. Adoption du rapport et cloture

Apéndice 1

Orden del día

1. Apertura, adopción del orden día y disposiciones para la reunión
2. Examen de la 6ª Reunión del Grupo de trabajo conjunto GFCM-ICCAT
3. Datos biológicos, incluyendo información de marcado
4. Datos de captura, incluyendo frecuencias de tallas **y tendencias de las pesquerías**
 - 4.1 Tendencias de las pesquerías – Este
 - 4.2 Tendencias de las pesquerías – Oeste
 - 4.3 Datos de captura – Este
 - 4.4 Datos de captura – Oeste
 - 4.5 Escenarios de la mezcla
5. Índices de abundancia relativa
 - 5.1 Índices de abundancia relativa – Este
 - 5.2 Índices de abundancia relativa – Oeste
 - 5.3 Índices de abundancia relativa – Escenarios de la mezcla
6. Métodos y otros datos importantes para la evaluación
 - 6.1 Métodos – Este
 - 6.2 Métodos – Oeste
7. Resultados del estado del stock
 - 7.1 Estado del stock – Este
 - 7.2 Estado del stock – Oeste
 - 7.3 Modelos de mezcla
8. Proyecciones
 - 8.1 Proyecciones – Este
 - 8.2 Proyecciones – Oeste
9. Recomendaciones
 - 9.1 Investigación y Estadísticas – Este
 - 9.2 Investigación y Estadísticas – Oeste
 - 9.3 Ordenación – Este
 - 9.4 Ordenación – Oeste
10. Otros asuntos
11. Adopción del informe y clausura

**Bluefin Tuna Work Plan: Year 2002/
Programme de travail sur le Thon rouge : Année 2002/
Plan de trabajo para el atún rojo: año 2002**

1. Overview. The next bluefin tuna stock assessments (East and West) are planned for July 22-30, 2002 in Madrid. These 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 be as final as possible by the end of the GFCM-ICCAT meeting (April 15-19, Malta) and that the BFT-West data be submitted to the Secretariat before the end of June. The Commission has instructed the SCRS to evaluate the three assessment options identified in the 2001 BFT Mixing Report for dealing with the central Atlantic Region: (a) *Status quo*, where the two-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.

2. Data submission

The official Commission deadline for submission Task I and II data is July 31, 2002, unless a scheduled assessment requires that it be submitted earlier. Considering that there will be a joint meeting of GFCM-ICCAT on large pelagic fishes in the Mediterranean, National Scientists should submit eastern Atlantic and Mediterranean statistics for review at that meeting (Sliema, Malta, April 15-19, 2002). Data for the western stock should be submitted to the Secretariat before July 7, 2002, 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 made during the joint GFCM-ICCAT meeting; for the western unit these should be made by the start of the assessment meeting. **Action National Scientists and Secretariat.**

All National Scientists should provide catch, size and CPUE data up to and including 2001 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 2001. 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 June. **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, see Biennial Rep for 1981 p 88 English version).
2. Central Atlantic (10°N and north, 30-45°W) as described as a starting point by the ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Sept 3-7, 2001) Figure 3.
3. Northern northeast Atlantic as defined by the ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Sept 3-7, 2001) Figure 3.
4. Central Atlantic (Area 3 of Mixing Report. Also CPUE for area 4, if feasible)

All National Scientists should provide catch, size and CPUE data up to and including 2001 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 2001. **Action National Scientists.**

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.**

3. CPUE Series

National scientists are requested to update relative abundance series as used in the 1998 (east) and 1999 (west) assessments. In addition, Japanese scientists should develop alternative CPUE series for examining the three options identified in the 2001 BFT Mixing Report. **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 (Sept 3-7, 2001) Figure 3.)
3. West + central + northern northeast Atlantic as defined by the ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Sept 3-7, 2001) Figure 3.
4. Central Atlantic (Area 3 of Mixing Report. Also CPUE for area 4, if feasible)

4. 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 (after 7 July) will not be included. **Action Secretariat.**

5. Assessment. The stock assessment work should update the 1998 (east) and 1999 (west) stock assessments, taking into account the variants mentioned above for dealing with the central Atlantic area. In the case of the eastern unit, it is perceived that the catch data continue to deteriorate (particularly in the last 2-3 years). Therefore, the eastern assessment should evaluate the sensitivity of the VPA results to alternative catch trajectories (e.g., assuming x% under-reporting in recent years). In addition, scientists are asked to investigate alternative assessment methods that may 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. **Action National Scientists.**

*** ADDITIONAL NOTES ABOUT THE EASTERN ASSESSMENT ***

Preliminary discussions on the organization of work for the eastern Atlantic and Mediterranean Bluefin Tuna assessment to be conducted July 22-30 in Madrid were discussed at the GFCM meeting in Malta. Generally, many scientists still are skeptical about the quality of the data, particularly the catches. Therefore, the assessment will focus on simplified types of analyses and the examination of alternative catch scenarios, different from that which is presently reported.

The following was agreed to at that (Malta) meeting:

- 1) *The Working Group is not expecting to conduct assessments with 2001 data, i.e. year 2000 data will be the last year in the assessment. If there is a need to encompass 2001, then it will be done through projections based on 2001 catch scenarios.*
- 2) *Task I (nominal catch) and Task II (catch/effort; size frequencies; catch-at-size) data reported after July 12 will not be used in the assessment. It is essential that the data be available for analysis by the Secretariat prior to the meeting. Therefore, late data will not be utilized in the analysis and missing data will be estimated by the Secretariat.*
- 3) *Several (approximately three) alternative catch history scenarios will be created to test sensitivities. These alternatives will examine likely underreporting and over-reporting during various periods of the catch history. J.M. Fromentin and N. Miyabe will develop these alternatives and submit them to the Secretariat prior to the meeting.*
- 4) *The Secretariat will estimate catch at age (using appropriate substitutions) for the catch data and for the alternative catch scenarios prior to the meeting.*

- 5) *Data and analyses of CPUE abundance trends will be prepared by national scientists prior to the meeting. Prior assessments have used Spanish trap, Spanish baitboat, French baitboat and Japanese longline standardized indices. It is expected that these indices will be re-standardized and updated. Additionally, there may be indices submitted from Morocco, Turkey and Greece, which will be evaluated at the meeting. All indices will be evaluated for use in subsequent population assessment. Also, trends in abundance will be examined.*
- 6) *Analyses to be conducted at the meeting:*
 - a) *the catch at age data (or appropriate subsets of it) will be evaluated for simple catch curve analyses;*
 - b) *to be consistent with the 1998 assessment, VPAs will be conducted using updated catch at age (including alternative catch scenarios) and index data. Clay Porch's VPA2box software (in the ICCAT catalog) may be utilized for this. Potential users should become familiar with the software before the meeting;*
 - c) *based upon a) and b) yield per recruit (YPR) and spawning stock biomass per recruit (SSBR) analyses will be conducted (using FISHLAB software, for example). Alternative management scenarios may be evaluated using YPR and SSBR;*
 - d) *VPA projections under simple recruitment assumptions (for example alternative constant recruitment scenarios) will be conducted. Note constant recruitment projections are essentially the same thing as in c);*
 - e) *ASPM and Delay-difference modeling approaches will be explored by national scientists (ASPM) and the Secretariat (Delay-difference).*
- 7) *The organization of the Working Group Meeting will have a plenary of all participants and working groups for the assessment of the west and east/Mediterranean, respectively. Plenary sessions will be used to discuss common issues such as natural mortality rates and mixing. Clearly, issues which affect how the analyses might be done need to be decided early in the meeting.*

Appendix 3/ Appendice 3/ Apéndice 3

List of Participants/ Liste des participants/ Lista de participantes

CONTRACTING PARTIES/ PARTIES CONTRACTANTES/ PARTES CONTRATANTES

CANADA/ CANADÁ

Neilson, John D.

Department of Fisheries and Oceans, Biological Station, St. Andrews, New Brunswick E5B 2L9. Tel: +1 506 529 5913, Fax: +1 506 529 5862. E-Mail: neilsonj@mar.dfo-mpo.gc.ca

EUROPEAN COMMUNITY/ COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE/ COMUNIDAD EUROPEA

Arrizabalaga, Haritz

AZTI, Txatxarramendi Ugarte a z/g, 48395 Sukarrieta (Bizkaia), España

Tel: +34 94 602 94 00, Fax: +34 94 687 00 06. E-Mail: harri@suk.azti.es

de la Serna Ernst, José Miguel

Ministerio de Ciencia y Tecnología (MCYT), Instituto Español de Oceanografía, Apartado 285/ Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola, Málaga, España

Tel: +34 952 476 955, Fax: +34 952 463 808. E-Mail: delaserna@ma.ieo.es

Mejuto García, Jaime

Ministerio de Ciencia y Tecnología (MCYT), Instituto Español de Oceanografía, Muelle de Animas, s/n, Apartado 130, 15080 A Coruña, España

Tel: +34 981 205 362, Fax: +34 981 229 077. E-Mail: jaime.mejuto@co.ieo.es

Ortiz de Urbina, José María

Ministerio de Ciencia y Tecnología (MCYT), Instituto Español de Oceanografía, Apartado 285, 29640 Fuengirola, Málaga, España

Tel: +34 952 476 955, Fax: +34 952 463 808. E-Mail: urbina@ma.ieo.es

Rodríguez-Marin, Enrique
Ministerio de Ciencia y Tecnología (MCYT), Instituto Español de Oceanografía, Promontorio de San Martín, s/n. 39004 Santander, España
Tel: +34 942 29 10 60, Fax: +34 942 27 50 72. E-Mail: rodriguez.marin@st.ieo.es

Fromentin, Jean Marc
IFREMER, Centre de Recherches Halieutique Méditerranéenne et Tropical, BP 171 - Bd. Jean Monnet, 34203 Sète Cedex, France
Tel: +33 4 99 57 32 32, Fax: +33 4 99 57 32 95. E-Mail: jean.marc.fromentin@ifremer.fr

Ferreira de Gouveia, Lidia
Chefe de Divisao De Tecnicas E Artes de Pesca, Direcção Regional das Pescas, Estrada da Pontinha, 9000 - Funchal, Madeira, Portugal
Tel: +351 291 203200, Fax: +351 291 229691. E-Mail: lidiagouveia@hotmail.com

Kell, Laurence
CEFAS, Lowestoft Laboratory, Pakefield Road, Lowestoft NR33 OHT, United Kingdom
Tel: +44 1502 524 257, Fax: +44 1502 524 511. E-Mail: l.t.kell@cefas.co.uk

JAPAN/ JAPÓN

Hiramatsu, Kazuhiko
National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1, Chome Orido, Shimizu-shi, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 543 366 014, Fax: +81 543 359 642. E-Mail: hira@affrc.go.jp

Kamikawana, Kazuhide
International Division, Federation of Japan Tuna, Fisheries Co-Operative Associations, 2-3-22 Kudankita, Chiyoda-Ku, Tokyo 102-0073
Tel: +81 3 3264 6167, Fax: +81 3 3234 7455. E-Mail: section3@intldiv.japantuna.or.jp

Miyabe, Naozumi
National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1, Chome Orido, Shimizu-shi, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 543 366 045, Fax: +81 543 359 642. E-Mail: miyabe@fra.affrc.go.jp

Miyake, Makoto P.
Scientific Advisor, Federation of Japan Tuna Fisheries Co-operative Associations, 2-3-22 Kudankita, Chiyoda-Ku, Tokyo 102 0073
Tel: +81 422 46 3917, Fax: +81 422 43 7089. E-Mail: p.m.miyake@gamma.ocn.ne.jp

Suzuki, Ziro
National Research Inst. of Far Seas Fisheries, 5-7-1, Chome Orido, Shimizu-shi, Shizuoka 424
Tel: +81 543 366 041, Fax: +81 543 359 642. E-Mail: zsuzuki@fra.affrc.go.jp

Takeuchi, Yukio
Mathematical Biology Division, Pelagic Resource Section, National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1, Chome Orido, Shimizu-shi, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 543 366 039, Fax: +81 543 359 642. E-Mail: yukiot@fra.affrc.go.jp

LIBYA/ LIBYE/ LIBIA

Omar-Tawil, Mohamed Y.
Marine Biology Center, P.O. Box 30830 Tajura, Tripoli
Tel: +218 21 369 001, Fax: +218 21 369 002. E-Mail: omartawil@yahoo.com

MOROCCO/ MAROC/ MARRUECOS

Srour, Abdellah
Directeur, Centre Régional de l'INRH à Nador, B.P. 493, Nador
Tel: +212 56 60 08 69, Fax: +212 56 60 38 28. E-Mail: srour@inrhnador.gov.ma

TUNISIA/ TUNISIE/ TÚNEZ

Hattour, Abdallah

Institut National des Sciences et Technologies de la Mer, 28 Rue du 2 Mars 1934, 2025 Salambô

Tel: +216 71 730 420, Fax: +216 71 732 622. E-Mail: abdallah.hattour@instm.rnrt.tn

UNITED STATES/ ETATS-UNIS/ ESTADOS UNIDOS

Apostolaki, Panayiota

Renewable Resources Assessment Group, Department of Environmental Sciences and Technology, RSM, Prince Consort Road - Imperial College, London, SW7 2BP, United Kingdom

Tel: +44 20 758 95111, Fax: +44 20 758 95319. E-Mail: y.apostolaki@ic.ac.uk

Babcock, Elisabeth

Wildlife Conservation Society, Marine Conservation Program, 2300 Southern Blvd, Bronx, New York 10460

Tel: +1 718 220 2151, Fax: +1 718 364 4275. E-Mail: bbabcock@wcs.org

Brown, Craig A.

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149

Tel: +1 305 361 4590, Fax: +1 305 361 4562. E-Mail: craig.brown@noaa.gov

Brown, Stephen K.

Office of Science & Technology, NOAA – Fisheries, 1315 East-West Hwy, Silver Spring, Maryland 20910

Tel: +1 301 713 2363, Fax: +1 301 713 1875. E-Mail: Stephen.K.Brown@noaa.gov

Butterworth, Doug S.

Professor -Department of Mathematics and Applied Mathematics, University of Cape Town, Rondebosch 7701 South Africa

Tel: +27 21 650 2343, Fax: +27 21 650 2334. E-Mail: dll@maths.uct.ac.za

Chen, Ding Geng

Research Scientific/Quantitative Analyst, International Pacific Halibut Commission, University of Washington – P.O. Box 95009, Seattle, Washington 98145-2009

Tel: +1 425 990 5884, Fax: +1 206 632 2983. E-Mail: Din@iphc.washington.edu

Cordue, Patrick

Director, Innovative Solutions Limited, PO Box 22235, Wellington, New Zealand

Tel: +64 4 479 0151, E-Mail: patrick.cordue@isl-solutions.co.nz.

Hester, Frank J.

LMR Fisheries Research, Inc., 2726 Shelter Island Dr. #369, San Diego, California 92106

Tel: +1 858 792 6515, Fax: +1 858 792 6519. E-Mail: fhester52@aol.com

McAllister, Murdoch K.

Renewable Resources Assessment Group, Department of Environmental Sciences and Technology, RSM Building Prince Consort Road, Imperial College, London SW7 2BP, United Kingdom

Tel: +44 207 594 9330, Fax: +44 207 589 5319. E-Mail: m.mcallister@ic.ac.uk

Mohn, Robert

Marine Fish Division, Bedford Institute of Oceanography, P.O. Box 1006, Dartmouth, Nova Scotia B2Y 4A2, Canada

Tel: +902 426 4592, Fax: +902 426 1506. E-Mail: mohnr@mar.dfo-mpo.gc.ca

Ortiz, Mauricio

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida. 33149

Tel: +1 305 361 4288, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: mauricio.ortiz@noaa.gov

Powers, Joseph E.

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149-1099

Tel: +1 305 361 4295, Fax: +1 305 361 4219. E-Mail: joseph.powers@noaa.gov

Punt, André E.
School of Aquatic and Fishery Sciences, University of Washington, Box 355020 Seattle, Washington
98195-5020
Tel: +1 206 221 6319, Fax: +1 206 685 7471. E-Mail: aepunt@u.washington.edu

Scott, Gerald P.
NOAA, Fisheries, 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.
Northeast Fisheries Science Center, Office of the Science & Research Director, NOAA/NMFS, 166
Water St. Woods Hole, Massachusetts 02543-1026
Tel: +1 508 495 2233, Fax: +1 508 495 2232. E-Mail: michael.sissenwine@noaa.gov

SCRS Chairman/ Président SCRS/ Presidente del SCRS

Pereira, Joao Gil
Universidade dos Açores, Departamento de Oceanografia e Pescas, 9900, Horta, Açores, Portugal
Tel: +351 292 200 431, Fax: +351 292 200 411. E-Mail: pereira@notes.horta.uac.pt

OBSERVERS FROM COOPERATING NON-CONTRACTING PARTIES, ENTITIES OR FISHING ENTITIES/ OBSERVATEURS DES PARTIES, ENTITÉS, ENTITÉS DE PÊCHE NON CONTRACTANTES COOPÉRANTES/ OBSERVADORES DE PARTES, ENTIDADES Y ENTIDADES PESQUERAS NO CONTRATANTES COLABORADORAS

CHINESE TAIPEI/ TAIPEÏ CHINOIS/ TAIPEI CHINO

Hsu, Chien-Chung
Institute of Oceanography, National Taiwan University, P.O. Box 23-13, Taipei. Tel: +886 2 3362
2987, Fax: +886 2 2366 1198. E-Mail: hsucc@ccms.ntu.edu.tw

OBSERVERS FROM NON-CONTRACTING PARTIES, ENTITIES OR FISHING ENTITIES/ OBSERVATEURS DES PARTIES, ENTITÉS, ENTITÉS DE PÊCHE NON CONTRACTANTES/ OBSERVADORES DE PARTES, ENTIDADES Y ENTIDADES PESQUERAS NO CONTRATANTES

MALTA/ MALTE

Farrugia, Andreina
Ministry of Agriculture and Fisheries, Barriera Wharf, Valletta
Tel: +356 21 655 525, Fax: +356 21 659 380. E-Mail: andreina.farrugia@magnet.mt

TURKEY/ TURQUIE/ TURQUÍA

Oray, Isik K.
Faculty of Fisheries -University of Istanbul, Ordu Cad. n° 200, 34470 Laleli, Istanbul
Tel: +90 212 514 0388, Fax: +90 212 514 0379. E-Mail: isikoray@yahoo.com

ICCAT SECRETARIAT/ SECRETARIAT ICCAT/ SECRETARÍA ICCAT

C/Corazón de María, 8 – 6 Planta, 28002 Madrid
Tel: +34 91 416 5600, Fax: +34 91 415 2612, E-Mail: info@iccat.es

Restrepo, Víctor
Kebe, Papa
Palma, Carlos

List of Documents/ Liste des documents/ Lista de documentos

- SCRS/2002/010 GFCM-ICCAT Meeting Report. Anon.
- SCRS/2002/036 General review of bluefin tuna farming in the Mediterranean area. MIYAKE, P. M., J. M. de la Serna, A. di Natale, A. Farrugia, N. Miyabe, V. Ticina
- SCRS/2002/041 Bluefin tuna and associated species spawning grounds in the oceanographic scenario of the Balearic archipelago during June 2001. GARCÍA, A., F. Alemany, P. Velez-Belchí, J. L. López Jurado, J. M. de la Serna, C. González Pola, J. M. Rodríguez and J. Jansá
- SCRS/2002/081 Updated standardized CPUE indices for Canadian bluefin tuna fisheries based on commercial catch rates. PORTER, J.M., M. Ortiz, and S.D. Paul
- SCRS/2002/085 Preliminary results of aerial surveys of bluefin tuna in the western Mediterranean Sea. FROMENTIN, Jean-Marc, Henri Farrugio, Michele Deflorio and Gregorio De Metrio
- SCRS/2002/086 Specifications and clarifications regarding the ADAPT VPA assessment/projection computations carried out during the September 2000 ICCAT west Atlantic bluefin tuna stock assessment session. PUNT, A.E. and D.S. Butterworth.
- SCRS/2002/087 An initial application of the spatial structure framework for North Atlantic bluefin developed at the September 2001 bluefin mixing workshop using simple age-aggregated models. PUNT, A.E. and D.S. Butterworth.
- SCRS/2002/088 A scenario-based framework for the stock assessment of North Atlantic bluefin tuna taking into account trans-Atlantic movement, stock mixing and multiple fleets. APOSTOLAKI P., E.A. Babcock and M. McAllister
- SCRS/2002/089 Standardized catch rates of bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, from the rod and reel/handline fishery off the northeast United States during 1980-2001. BROWN, C.
- SCRS/2002/090 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. CRAMER, J.
- SCRS/2002/091 Updated index of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) spawning biomass From Gulf of Mexico ichthyoplankton surveys. SCOTT, G., and S.C. Turner
- SCRS/2002/092 Distribution of western-tagged Atlantic bluefin tuna determined from implantable archival and pop-up satellite archival tags. BLOCK, B., et al.
- SCRS/2002/093 Atlantic bluefin tuna: additional considerations on mixing on the feeding grounds. Hester, F.
- SCRS/2002/094 Sex-ratio by length-class of bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.) caught by Maltese Longliners. FARRUGIA, A.
- SCRS/2002/095 Description of Maltese bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.) fisheries. FARRUGIA, A.

- SCRS/2002/096 Revision of historical catches of bluefin tuna made by Maltese longliners. FARRUGIA, A.
- SCRS/2002/097 Historical catch of bluefin tuna (*Thunnus Thynnus*) and little tuna (*E. Alletteratus*) from a Libyan trap net. TAWIL, M. Y.
- SCRS/2002/101 Update of bluefin tuna catch-at-size database. KEBE, P., C. Palma, J. Cheatle
- SCRS/2002/102 Catch, effort and standardized catch per unit effort for the eastern Mediterranean bluefin tuna stock caught by Taiwanese longline fishery up to 2001. HSU, C., and H. Lee
- SCRS/2002/103 Standardized bluefin CPUE from the Japanese longline fishery in the Atlantic including those for mixing studies. MIYABE, N., and Y. Takeuchi
- SCRS/2002/104 Longterm fluctuations in bluefin tuna trap catches: Are they environmentally driven? RAVIER-MAILLY, C., and J. M. Fromentin
- SCRS/2002/107 New tendencies in the Turkish bluefin tuna fisheries in 2001-2002. ORAY, I. K. and Karakulak
- SCRS/2002/109 Updated Standardized Catch Rates for bluefin tuna from the trap fishery in the straits of Gibraltar. ORTIZ DE URBINA, J. and J.M. de la Serna.

Appendix 5/ Appendice 5/ Apéndice 5

Specifications for the ADAPT VPA Code as Used for the 2002 Western North Atlantic Bluefin Tuna Assessments/

Spécifications pour le code ADAPT VPA tel qu'utilisé pour les évaluations du Thon rouge de l'Atlantique nord-ouest de 2002/

Especificaciones para el código de VPA ADAPT tal y como se utilizó para las evaluaciones de 2002 de atún rojo del Atlántico noroeste

This Appendix details options exercised in the ADAPT VPA (VPA-2BOX) and associated projection (PRO-2BOX) code for the 2002 western North Atlantic bluefin tuna base-case assessment and projections – specific selections are shown in italics.

A.5.1 Model

The fundamental age-structured equations describing the dynamics are:

$$N_{y+1,a+1} = N_{y,a} e^{-(F_{y,a} + M_{y,a})} = N_{y,a} e^{-Z_{y,a}} \quad (\text{A.1})$$

and:

$$C_{y,a} = \frac{N_{y,a} F_{y,a} (1 - e^{-Z_{y,a}})}{Z_{y,a}} \quad (\text{A.2})$$

or, substituting Equation A.1 into Equation A.2:

$$C_{y,a} = \frac{N_{y+1,a+1} F_{y,a} (e^{Z_{y,a}} - 1)}{Z_{y,a}} \quad (\text{A.3})$$

where $N_{y,a}$ is the number of fish of age a at the start (taken as 1 January in this instance) of year y , estimated by the model,
 $F_{y,a}$ is the instantaneous fishing mortality rate on fish of age a during year y , estimated by the model,
 $M_{y,a}$ is the instantaneous natural mortality rate on fish of age a during year y , which is assumed time-invariant (i.e. independent of y) and is input, and
 $C_{y,a}$ is the observed number of fish of age a caught during calendar year y , and is input.

Given initial guesses for the terminal population numbers ($N_{y_{\max}+1,a}$ - see Sections A.5.1 and A.5.2 below), the VPA involves calculating the remaining numbers-at-age ($N_{y,a}$) and fishing mortalities-at-age ($F_{y,a}$) by proceeding backwards up each cohort by solving Equations A.2 and A.3 successively. The plus-group population numbers are calculated as follows:

$$N_{y+1,m} = N_{y,m-1} e^{-Z_{y,m-1}} + N_{y,m} e^{-Z_{y,m}} \quad (\text{A.4})$$

where m is the oldest age, taken to be a plus-group,
 $N_{y,m-1}$ and $N_{y,m}$ are given by Equation A.1, and
 $F_{y,m}$ is defined by Equation A.5 below.

A.5.2 Parameters

A.5.2.1 Estimating terminal population numbers

The population numbers ($N_{y_{\max}+1,a}$) in the year following the last year ($y = y_{\max}$) for which catch-at-age data are available are estimated in the model fitting procedure.

[Note: The 2002 assessments ($y_{\max}=2001$) involved estimating population numbers at the start of 2002 for ages $a=3, 5, 7$ and 9 for the western North Atlantic.]

A.5.2.2 Selectivity of terminal year ($y = y_{\max}$)

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.

[Note: The 2002 assessments assumed for the western North Atlantic that ages 1-3, 4-5, 6-7 and 8-9 are grouped and that: $F_{2001,1} = 0.318$ $F_{2001,2} = 0.318$ $F_{2001,3}$, $F_{2001,4} = F_{2001,5}$, $F_{2001,6} = F_{2001,7}$, and $F_{2001,8} = F_{2001,9}$.]

A.5.2.3 Estimating the F -ratio for the plus group

Fishing mortalities F for the oldest age m (taken to be a plus-group) and any year y are given by:

$$F_{y,m} = r_y F_{y,m-1} \quad (\text{A.5})$$

where r_y is the F -ratio for year y (which can either be input or estimated for any year y , or estimated for blocks of years).

[Note: The 2002 base case assessment corresponded to $m=10$ and to the F -ratio being pre-specified ($r_y = 1.0$) for the period 1970-73, a single value estimated for the period 1974-81, and a different

value estimated for the most recent period (1982-2001), subject to a penalty term included in the likelihood function (see section A.6.3).]

A.5.2.4. Natural mortality rates

The natural mortality rate M_a input can either be constant or age-dependent.

[Note: M_a was assumed age-independent ($=0.14\text{yr}^{-1}$) for the 2002 assessment.]

A.5.3 Data

Aggregated, as well as fleet disaggregated, catches-at-age are input for a period (1970-2001 for the 2002 assessment), in addition to mid-year masses-at-age for the same period.

Values of indices of abundance used to fit the model are input. They can either be indices in terms of population numbers or biomass, and relate to the beginning or middle of the year as well as to any pre-specified range of ages. The (sampling) standard errors (i.e. square roots of variances) associated with each value (σ_y^i) may also be input. When computing the expected value of each index ($\hat{I}_y^i$) from the model estimates of biomass-at-age or numbers-at-age, “selectivities” are specified to give a relative weight (W_a) to each age within the range specified. There are three possible choices:

- “uniform”: equal weighting by age.
[Note: For 2002 assessment, this applied to the JLL GOM, larval, and tagging indices.]
- “partial catches”: first partial fishing mortalities are calculated for the associated fleet (f):

$$F_{y,a}^f = F_{y,a} \frac{C_{y,a}^f}{C_{y,a}} \quad (\text{A.6})$$

where $C_{y,a}^f$ is the observed number of fish of age a caught by fleet f during calendar year y , and then the weights for any year are given by:

$$W_a^f = \sum_y F_{y,a}^f / \max_a \left[\sum_{y'} F_{y',a}^f \right]$$

Thus, for example, if the index applied to mid-year biomass over the age range a_1 to a_2 :

$$\hat{I}_y^f = \sum_{a=a_1}^{a_2} W_a^f w_{y,a+1/2} N_{y,a} e^{-Z_{y,a}/2}$$

where $w_{y,a+1/2}$ is the mid-year mass of a fish of age a during year y .

[Note: For 2002 assessment, this applied to the Can SWNS, JLL NWAtl, USLL GOM, and USRR (with size range) indices.]

“pre-specified”: weights for each year and the age range under consideration are input on the basis of consideration of the catch-at-age matrix ($C_{y,a}^f$) for the fleet concerned.

[Note: For the 2002 assessment, this applied to the Can GSL index, and is intended to make allowance for this index applying to fish aged 13+ rather than 10+.]

A.5.4 Model fitting

A.5.4.1 Maximum likelihood for weighting indices

For the 2002 assessment, the abundance indices were assumed to be log-normally distributed about the model predictions:

$$\ln I_y^i = \ln(\hat{q}^i \hat{I}_y^i) + \varepsilon_y^i \quad \varepsilon_y^i \sim N(0; (\tilde{\sigma}_y^i)^2) \quad (\text{A.7})$$

where I_y^i is the abundance index for year y and abundance series i ,

$\hat{I}_y^i$ is the corresponding model estimate,

$\tilde{\sigma}_y^i$ is the residual standard deviation for year y and abundance index i , and

q^i is the catchability coefficient for abundance series i , estimated by maximum likelihood:

$$\ell n \hat{q}^i = \frac{\sum_y (\ell n I_y^i - \ell n \hat{I}_y^i)(\tilde{\sigma}_y^i)^{-2}}{\sum_y (\tilde{\sigma}_y^i)^{-2}} \quad (\text{A.8})$$

Ignoring constants independent of the model parameters, the contribution by the abundance index data to the objective function is given by:

$$\sum_i \sum_y \left\{ \ell n \tilde{\sigma}_y^i + \frac{1}{2} (\varepsilon_y^i / \tilde{\sigma}_y^i)^2 \right\} \quad (\text{A.9})$$

The values for the residual standard deviations, $\tilde{\sigma}_y^i$, depend on whether individual data point weights are pre-specified, how “additional variance” is treated, and whether a deviance scaling factor is applied.

1. Data points equally weighted within each abundance series / series-independent “additional variance”. For this case, $\tilde{\sigma}_y^i$, equals τ . Only τ is estimated and effectively all $\tilde{\sigma}_y^i$ ’s are taken equal to τ .
2. Data point weights pre-specified / no “additional variance”. For this case, $\tilde{\sigma}_y^i$, is estimated externally to the resource assessment model (from, for example, random effects GLM-based models).
3. Data point weights pre-specified / series-specific “additional variance”. For this case, $\tilde{\sigma}_y^i$, is defined as:

$$\tilde{\sigma}_y^i = \sqrt{(\tau^i)^2 + (\sigma_y^i)^2} \quad (\text{A.10a})$$

where τ^i is the (estimated) extent of “additional variance” for abundance series i .

4. Data point weights pre-specified / series-independent “additional variance”. For this case, $\tilde{\sigma}_y^i$, is defined as:

$$\tilde{\sigma}_y^i = \sqrt{\tau^2 + (\sigma_y^i)^2} \quad (\text{A.10b})$$

where τ is the (estimated) extent of “additional variance”, assumed common to all abundance series.

5. Data points equally weighted within each abundance series / series-specific “additional variance”. For this case, τ^i only is estimated, and is effectively equivalent to $\tilde{\sigma}_y^i$.
6. Data point weights pre-specified and re-scaled / series-independent deviance scaling factor, ϕ .

$$\tilde{\sigma}_y^i = \phi \sigma_y^i / \sqrt{\sum_y (\sigma_y^i)^2} \quad (\text{A.10c})$$

The values for the parameters τ^i , τ and ϕ can be determined by treating them as estimable parameters in the non-linear optimization.

[Note: The 2002 base case assessment was based on weighting option 1, known as equal weighting.]

A.5.5 Variance estimation

A.5.5.1 Bootstrapping of the index data

[Note: This was the option for the 2002 base case assessment, which assumed log-normally distributed errors for a parametric bootstrap procedure.]

Multiple pseudo-data sets are generated from each abundance index by adding error using the assessment model-estimated standard deviation for each index:

$$I_y^{i,U} = \hat{I}_y^i e^{\varepsilon_y^{i,U}} \quad \varepsilon_y^{i,U} \sim N(0, (\tilde{\sigma}_y^i)^2) \quad (\text{A.11})$$

where $I_y^{i,U}$ is the abundance index for year y and abundance series i in bootstrap data set U .

A.5.5.2 Bootstrapping of the F -ratios

For any year, or block of years, for which the F -ratio (r) is estimated in the fitting process, this is simply re-estimated given the corresponding pseudo data for each replicate. For years for which a fixed value is input for the fit itself, to allow for the F -ratios in any year y to fluctuate about the constant assumed for that year, bootstrap replicates are generated as follows:

$$F_{y,m}^U = r_y \hat{F}_{y,m-1} e^{\eta_y^U} \quad \eta_y^U \sim N(0, \sigma_y^2) \quad (\text{A.12})$$

where σ_y is the standard deviation of the variation about the F -ratio for year y which is taken to be:

$$\sigma_y = \begin{cases} 0.4 & \text{if } y < 1975 \\ 0.25 & \text{otherwise} \end{cases}$$

r_y is the F -ratio input by the user.

A.5.6 Additional options

A.5.6.1 Beverton-Holt stock-recruitment relationship

The number of recruits during year y ($N_{y,a_{\min}}$) is assumed to be related to the spawner stock size by a Beverton-Holt stock-recruit relationship with auto-correlated stochastic deviations:

$$N_{y,a_{\min}} = \frac{\alpha B_y^{sp}}{\beta + B_y^{sp}} e^{\zeta_y} \quad \zeta_y = \rho \zeta_{y-1} + \sqrt{1-\rho^2} \varepsilon_y \quad \varepsilon_y \sim N(0, \sigma_R^2) \quad (\text{A.13})$$

where ρ is the auto-correlation coefficient, which is input,

$a_{\min}$ is the smallest age of animals present in the catch,

B_y^{sp} is the spawner stock size at the middle of year y (as annual spawning peaks in about July):

$$B_y^{sp} = \sum_{a=a_{\min}}^m f_a w_{y,a+1/2} N_{y,a} e^{-Z_{y,a}/2} \quad (\text{A.14})$$

α and β are the stock-recruit relationship parameters estimated in the fitting procedure, and

f_a is the proportion of fish of age a that are mature.

[Note: For the 2002 assessment $f_a = 0$ for $a < 8$ and $f_a = 1$ for $a \geq 8$, i.e. knife-edge maturity at age 8 was assumed and the smallest age was taken to be $a_{\min} = 1$.]

The contribution of the penalty function (if included) to the quantity minimized (the negative of the log-likelihood function) is therefore:

$$\sum_{y=y_1+1}^{y_2} \left\{ \ell \ln \sigma_R + \frac{1}{2} \left[\frac{\zeta_y - \rho \zeta_{y-1}}{\sigma_R \sqrt{1-\rho^2}} \right]^2 \right\} + \frac{(1-\rho^2) \zeta_{y_1}^2}{2 \sigma_R^2} - \frac{1}{2} (1-\rho^2) \quad (\text{A.15})$$

$$\zeta_y = \ell \ln N_{y,a_{\min}} - \ell \ln \left[\frac{\alpha B_{y-a_{\min}}^{sp}}{\beta + B_{y-a_{\min}}^{sp}} \right]$$

where y_1 and y_2 are the first and last years considered in the penalty function, which are input, and σ_R is the associated standard deviation, which is input.

[Note: For the 2002 “high recruitment” base case assessment option, this penalty function was not applied for the assessment itself. However, estimation of the parameters of the Beverton-Holt stock-recruitment function used for projections was effected by separate minimization of Equation A.15, for $y_1 = 1970$ to $y_2 = 1998$ with $\rho = 0$. The value for α was constrained to be less than average recruitment over 1970-74.]

A.5.6.2 2-line stock-recruitment relationship

The number of recruits is assumed to be related to the spawner stock size by a simple 2-line stock-recruit relationship:

$$N_{y,a_{\min}} = \begin{cases} \alpha \varepsilon^{\zeta_y} & \text{if } B_{y-a_{\min}}^{sp} \geq B_{crit}^{sp} \\ \alpha \left(\frac{B_{y-a_{\min}}^{sp}}{B_{crit}^{sp}} \right) \varepsilon^{\zeta_y} & \text{otherwise} \end{cases} \quad (\text{A.16})$$

where α is the 2-line stock-recruitment parameter estimated in the fitting procedure, and

B_{crit}^{sp} is the critical spawner stock size above which recruitment is constant, given by:

$$B_{crit}^{sp} = \frac{1}{5} \sum_{y=1991}^{1995} B_y^{sp}$$

The contribution of the penalty function to the quantity minimized (the negative of the log-likelihood function) is given by Expression A.15 above, but with ζ_y defined now by Equation A.16.

[Note: For the 2002 “low recruitment” base-case assessment option, this penalty function was not applied in the assessment itself. The estimation of the α parameter of the stock-recruitment function used for projections was effected by taking the geometric mean of recruitments from $y_1 = 1976$ to $y_2 = 1998$, thus effectively assuming $\rho = 0$.]

A.5.6.3 Penalty function for the “last-block” F-ratio

The “prior” distribution for the F-ratio (r_y) for the period 1982-2001 is assumed to be log-normal and centered on an expected value. In likelihood maximization terms, this corresponds to a penalty function added to the negative log-likelihood of the form:

$$-\ell \ln L = \frac{(\ell \ln \tilde{r}_y - \ell \ln \hat{r}_y)^2}{2(\sigma_r)^2} \quad (\text{A.17})$$

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).

A.5.7 Diagnostic statistics

For the 2002 assessment, the value for the AIC statistic, corrected for the impact of small sample size (i.e. the AIC_c statistic – see Burnham and Anderson (1998) section 2.4.1) was provided for various fits to allow comparisons among models to be made. The value of AIC_c is computed using the formula:

$$AIC_c = -2\ln L + 2p + \frac{2p(p+1)}{n-p-1} \quad (A.18)$$

where p is the number of parameters (the number of terminal N s, F -ratios, “additional variances”, and catchability coefficients) that are estimated, and n is total number of data points.

The overall model deviance was computed to provide a measure of goodness of fit. The value of this statistic can be compared with a χ^2 -distribution with $n-p$ degrees of freedom:

$$\text{Deviance} = \sum_i \sum_y \frac{(I_y^i - \hat{q}^i \hat{I}_y^i e^{(\hat{\sigma}_y^i)^2/2})^2}{(e^{(\hat{\sigma}_y^i)^2} - 1)(\hat{q}^i \hat{I}_y^i e^{(\hat{\sigma}_y^i)^2/2})^2} \quad (A.19)$$

where n is the total number of terms in this double summation.

A.5.8 Technical specifications of projections

A.5.8.1 2-line stock-recruitment relationship [Note: 2002 “low recruitment” option.]

The future number of recruits is assumed to be related to the spawning stock biomass by a “2-line” stock-recruitment relationship.

$$N_{y,a_{\min}} = \begin{cases} \alpha \varepsilon^{\zeta_y} & \text{if } B_{y-a_{\min}}^{sp} \geq B_{crit}^{sp} \\ \alpha \left(\frac{B_{y-a_{\min}}^{sp}}{B_{crit}^{sp}} \right) \varepsilon^{\zeta_y} & \text{otherwise} \end{cases} \quad \zeta_y = \rho \zeta_{y-1} + \sqrt{1-\rho^2} \varepsilon_y \quad (A.20)$$

where $\varepsilon_y \sim N(0, \sigma_R^2)$.

[Note: For the 2002 assessment, zero auto-correlation ($\rho=0$) was assumed and the value of σ_R was estimated as the standard deviation of the log recruitment over 1976 to 1998, subject to a lower bound of 0.4; $a_{\min}$ was set to 1.]

A.5.8.2 Beverton-Holt stock recruitment relationship [Note: 2002 “high recruitment” option.]

The future number of recruits is assumed to be related to the spawning stock biomass by a Beverton-Holt stock-recruitment relationship with auto-correlated stochastic deviations:

$$N_{y,a_{\min}} = \frac{\alpha B_{y-a_{\min}}^{sp}}{\beta + B_{y-a_{\min}}^{sp}} \varepsilon^{\zeta_y} \quad \zeta_y = \rho \zeta_{y-1} + \sqrt{1-\rho^2} \varepsilon_y \quad (A.21)$$

where $\varepsilon_y \sim N(0, \sigma_R^2)$.

[Note: For the 2002 assessment, zero auto-correlation ($\rho=0$) was assumed and σ_R was estimated, but set to 0.4 if this estimate was less than that value; $a_{\min}$ was set to 1.]

A.5.8.3 Past recruitments

The VPA is unable to estimate $N_{y_{\max}-2, a_{\min}}$, $N_{y_{\max}-1, a_{\min}}$, or $N_{y_{\max}, a_{\min}}$ with reliability. Thus, projections are based on values for recruitment in these years given by Equations A.20 (for the “low recruitment” scenario), or A.21 (for the “high recruitment” scenario) with $\zeta_{y_{\max}-3}$ as estimated in the fitting procedure. Known catches-at-age from the associated year-classes for these years are taken into account in projecting forward to give numbers at ages 2, 3 and 4 at the start of year $y_{\max} + 1$.

A.5.8.4 Selectivity-at-age for future catches

The geometric mean over the years $y_{\max} - 4$ to $y_{\max} - 2$ is taken of the fishing mortality at age for each age. The values obtained are scaled by dividing by their maximum over all the ages to provide selectivities-at-age, S_a , for future catches.

A.5.8.5 Weight-at-age in the future

Fish of ages 1 to $m-1$ are assumed to have the same average weight for all future years as estimated for year $y = y_{\max}$. The average weight of age $m+$ fish in the future varies because of the change in the age composition of the older fish over time. This average is calculated from the average age of animals aged m and older by means of the equations:

$$w(t) = 1.520 \times 10^{-5} [l(t)]^{3.05305} \quad (\text{A.22a})$$

$$l(t^*) = 382.0 [1 - e^{-0.079(t^*+0.707)}] \quad (\text{A.22b})$$

$$l(t) = 382.0 [1 - e^{-0.079(t+0.374)}] \quad (\text{A.22c})$$

where age t^* measures time from 1 May (the original basis for the estimation of the growth curve parameters) and $t = t^* - 0.333$ measures time from the “start of the year” of 1 January used for these assessments. Weight w is in kg, and length l in cm.

If $\bar{a}_y$ is the average age at the start of the year of $m+$ fish in year y , and $N_{y,a}$ the number of fish at that time of age a , then:

$$\bar{a}_{y+1} = \frac{(\bar{a}_y + 1) N_{y,m} e^{-Z_{y,m}} + m N_{y,m-1} e^{-Z_{y,m-1}}}{N_{y,m} e^{-Z_{y,m}} + N_{y,m-1} e^{-Z_{y,m-1}}} \quad (\text{A.23})$$

The value of $\bar{a}$ for year $y = y_{\max}$ is calculated from the growth curve (Equation A.22) using the equation:

$$\bar{a}_{y_{\max}} = -0.374 - \frac{1}{0.079} \ln[1 - (\frac{w_{y_{\max},m}}{1.520 \times 10^{-5}})^{1/3.05305} / 382.0] - 0.5 \quad (\text{A.24})$$

Equation A.23 is applied recursively to calculate the mean age of animals aged m and older for all future years. Equation A.22c with $t = \bar{a}_y + 1/2$ used to evaluate the corresponding average weight (this approach assumes approximate linearity of weight with age for ages of m and above). The reason for adding 1/2 is that age t in Equation A.22c is measured from 1 January, so that the middle of the calendar year for which catches are reported corresponds roughly to age $t + 1/2$. These calculations assume that there is uniform selectivity on fish of age m and above, so that the average weight mass of $m+$ animals caught is the same as that in the population.

A.5.8.6 Future catches

These are specified on input and taken exactly, except that if fishing mortality on the fully-selected age-class would exceed 3yr^{-1} to achieve this, such F is set to 3yr^{-1} and the corresponding lesser catch assumed to be taken.

A.5.8.7 Deterministic projections

These are based on the point estimates of numbers-at-age at the start of year $y = y_{\max} + 1$ from the assessment, together with the specifications above except that recruitments from year $y = y_{\max} - 2$ onwards are given by Equation A.20 or A.21 with $\varepsilon_y = 0$ (i.e., no variation about the assumed stock-recruitment relationship).

A.5.8.8 Stochastic projections

Realizations of distributions of quantities of interest are provided by a large number of bootstrap replicates of the process described above. First, the point estimates of numbers-at-age at the start of year $y = y_{\max} + 1$ are replaced by their bootstrap replicates evaluated in terms of the prescription set out in Section A.5.5 above. The parameters σ_R , α and β or B_{crit}^{sp} (depending on the stock-recruitment relationship assumed) required to calculate the time series of recruitments from year $y = y_{\max} - 2$ onwards by application of Equation A.20 or A.21 are then calculated from the past numbers-at-age matrix for that bootstrap replicate VPA fit. The value for σ_R is set to 0.4 if the bootstrap estimate is less than 0.4.

A.5.8.9 Estimation of MSY , B_{MSY}^{sp} , and K^{sp} .

The Maximum Sustainable Yield, MSY , is calculated by finding the value of F such that:

$$\frac{dC(F)}{dF} = 0 \quad (A.25)$$

where $C(F)$ is the equilibrium catch when the fully-selected fishing mortality is fixed equal to F :

$$C(F) = \tilde{C}(F).R(F) \quad (A.26)$$

$\tilde{C}(F)$ is the yield-per-recruit when the fully-selected fishing mortality is fixed equal to F :

$$\tilde{C}(F) = \sum_a w_{a+1/2}(F) \frac{S_a F}{M_a + S_a F} \tilde{N}_a(F) (1 - e^{-(M_a + S_a F)}) \quad (A.27)$$

$\tilde{R}(F)$ is the expected recruitment when the fully-selected fishing mortality is fixed equal to F :

$$\tilde{R}(F) = \begin{cases} \alpha & \text{2-line} \\ \alpha - \beta / \tilde{S}(F) & \text{Beverton-Holt} \end{cases} \quad (A.28)$$

$\tilde{S}(F)$ is the spawner biomass-per-recruit when the fully-selected fishing mortality is fixed equal to F :

$$\tilde{S}(F) = \sum_a f_a w_{a+1/2}(F) \tilde{N}_a(F) e^{-(M_a + S_a F)/2} \quad (A.29)$$

$\tilde{N}_a(F)$ is the number of animals of age a when the fully-selected fishing mortality is fixed equal to F and the number of $a_{\min} = 1$ -year-olds equals 1:

$$\tilde{N}_a(F) = \begin{cases} 1 & \text{if } a = 1 \\ \tilde{N}_{a-1}(F)e^{-(M_a+S_{a-1}F)} & \text{if } 2 \leq a < m \\ \tilde{N}_{m-1}(F)e^{-(M_{m-1}+S_{m-1}F)} / (1 - e^{-(M_m+S_mF)}) & \text{if } a = m \end{cases} \quad (\text{A.30})$$

$w_{a+1/2}(F)$ is the mass-at-age for an animal of age a in the middle of the year when the fully-selected fishing mortality is fixed equal to F . The masses-at-age for ages $a < m$ are set equal to the masses-at-age for these ages for the most-recent year, $y_{\max}$, while the mass-at-age of the plus-group is calculated using Equations (A.22a) and (A.22c) where the average age of the plus-group at the start of the year is taken to be $m + 1/(M_m + S_m F)$.

The spawner biomass at which MSY is achieved, B_{MSY}^{sp} , is calculated as $\tilde{S}(F_{MSY}).R(F_{MSY})$ while the pre-exploitation equilibrium biomass, K^{sp} , is calculated as $\tilde{S}(0).R(0)$. When calculating K^{sp} , the masses-at-age for ages $a < m$ are based on Equations (A.22a) and (A.22c) rather than being assumed equal to the masses-at-age for the most-recent-year, $y_{\max}$.

Appendix 6/ Appendice 6/ Apéndice 6

Notes on the Implementation of the Chi-square Discrepancy Statistic/

Notes sur la mise en place de la statistique de chi-carré pour détecter les divergences/

Notas para la implementación de la estadística de chi-cuadrado para detectar las discrepancias

The Chi-square discrepancy statistic (Gelman et al. 1995) can be used to test the following null hypothesis (H_0).

H_0 : the data are not over-dispersed or under-dispersed with respect to the assumed statistical distribution of the data (i.e., the likelihood function of the data that is applied is a reasonable approximation of the actual distribution of the data given the best fit of the model to the data). In other words, the variance in residuals assumed in the likelihood function is not different from the actual variance in the residuals.

This is a two-tailed statistical test. Regarding the upper tail, very large values of the Chi-square test statistic will give small p-values, e.g., p-values < 0.01 , and indicate over-dispersion of the data relative to the assumed statistical distribution. Take, for example, a situation in which the data actually have a negative binomial distribution with a large tail (truth: variance $\gg$ mean), and yet a Poisson likelihood function (assumption: variance = mean) is incorrectly used instead. The variance estimated based on the Poisson likelihood function would be too small, a large test statistic and small p-value would be obtained and the null hypothesis should be rejected. It should be noted that the Chi-square discrepancy test statistic (like the t-statistic) is robust to small sample size due to its degrees of freedom adjustment to sample size and can be used to test for over-dispersion or under-dispersion in data with regards to most types of likelihood functions (i.e., whenever an estimate of residual variance that is conditioned on the shape of the density function applied can be obtained). Regarding the lower tail, very small values of the Chi-square test statistic (and large p-values, e.g., p-values > 0.99) indicate

under-dispersion of the data relative to the assumed statistical distribution. When data are under-dispersed with respect to the assumed statistical model, the variance estimated or assumed in the statistical model will be too large. A very small test statistic and very large p-value would be obtained and the null hypothesis should be rejected. Rejection of the null hypothesis in either case should prompt the practitioners to try to identify the reason for the discrepancy and to either reformulate the statistical model so that it models the data more accurately or check whether there are errors in the datasets used (Gelman et al. 1995). In this stock assessment, the p-values were used only as diagnostics of goodness of fit of the model to the data and not as a model selection criterion.

On the other hand, if the assumed statistical distribution of the data gives a reasonable approximation of the actual distribution of the data, e.g., the assumption of a Poisson distribution was correct, the test statistic and p-value should be intermediate (e.g., $0.01 < \text{p-value} < 0.99$). In this case, the null hypothesis cannot be rejected and there is insufficient basis to reject the assumed statistical distribution of the data.

It was discovered in the meeting that the Chi-square discrepancy statistic was calculated incorrectly in the 2000 assessment for the likelihood function used. The calculation was corrected in this assessment and the basis for the correction is documented below. In the context of a stock assessment with different time series of cpue data, the general form of the Chi-square test statistic is:

$$\chi^2_{n_T-p} = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^{n_i} \frac{(x_{i,j} - E(X_{i,j} | \hat{\Theta}))^2}{\hat{VAR}(X_{i,j} | \hat{\Theta})}$$

where n_T is the number of data points, $n_T = \sum_{i=1}^m n_i$, p is the number of estimated parameters, $n_T - p$ is the degrees of freedom of the Chi-square test statistic, $\chi^2_{n_T-p}$, m is the number of series of cpue data, n_i is the number of observations for cpue series i , $x_{i,j}$ is the cpue observation in year j in series i , $\hat{\Theta}$ is the best estimate of the model's parameters, for example, the maximum likelihood estimate or Bayesian modal posterior estimate, $E(X_{i,j} | \hat{\Theta})$ is the expectation or mean of the random variable $X_{i,j}$ given $\hat{\Theta}$, $X_{i,j} | \hat{\Theta}$ is the potentially obtainable value for the cpue observation in series i and year j if $\hat{\Theta}$ was correct, and $\hat{VAR}(X_{i,j} | \hat{\Theta})$ is the estimated or assumed variance in the random variable $X_{i,j}$ given $\hat{\Theta}$ that is actually assumed in the likelihood function, i.e., in the practical application of the stock assessment model.

If $X_{i,j} | \hat{\Theta}$ is lognormally distributed then the general form of the Chi-square discrepancy statistic becomes:

$$\chi^2_{n_T-p} = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^{n_i} \frac{(x_{i,j} - E(X_{i,j} | \hat{\Theta}))^2}{(\exp(\hat{\sigma}_{i,j}^2) - 1) (E(X_{i,j} | \hat{\Theta}))^2}$$

where $\hat{\sigma}_{i,j}^2$ is the best fit estimate of variance in the natural logarithm of $X_{i,j} | \hat{\Theta}$.

The July 2002 version of the VPA 2 Box model's code was checked and the model-predicted value for $x_{i,j}$ given $\hat{\Theta}$, $\hat{x}_{i,j} | \hat{\Theta}$, was used as $E(X_{i,j} | \hat{\Theta})$ in the computation of $\chi^2_{n_T-p}$, as it was in the 2000

assessment. Using simpler notation than that used in the July 2002 VPA 2Box manual, $\hat{x}_{i,j} | \hat{\Theta}$ was given by:

$$\hat{x}_{i,j} | \hat{\Theta} = \hat{q}_i \hat{B}_{i,j} | \hat{\Theta}$$

where $\hat{B}_{i,j}$ is the portion of the stock biomass in year j associated with index i that is given by the best fit model parameters $\hat{\Theta}$, and $\hat{q}_i$ is the best estimate of the constant of proportionality for the cpue series i . In the July 2002 VPA 2Box code, $\hat{q}_i \hat{B}_{i,j} | \hat{\Theta}$ is treated as the median value of the lognormal density function of $X_{i,j} | \hat{\Theta}$:
 $median(X_{i,j} | \hat{\Theta}) = \hat{q}_i \hat{B}_{i,j} | \hat{\Theta}$.

In other words, the natural logarithm of $\hat{q}_i \hat{B}_{i,j} | \hat{\Theta}$ is the mean = median = mode of the implied normal distribution of $\ln(X_{i,j} | \hat{\Theta})$. In a lognormal density function of $X_{i,j} | \hat{\Theta}$, $E(X_{i,j} | \hat{\Theta})$, however, is not equal to $\hat{q}_i \hat{B}_{i,j} | \hat{\Theta}$. Instead, under a lognormal distribution of $X_{i,j} | \hat{\Theta}$,

$$E(X_{i,j} | \hat{\Theta}) = median(X_{i,j} | \hat{\Theta}) \exp\left(\frac{\sigma_{i,j}^2}{2}\right) \text{ or}$$

$$E(X_{i,j} | \hat{\Theta}) = (\hat{q}_i \hat{B}_{i,j} | \hat{\Theta}) \exp\left(\frac{\sigma_{i,j}^2}{2}\right)$$

Using this notation, the incorrect formula for Chi-square discrepancy that was previously applied was:

$$\chi_{n_T-p}^2 = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^{n_i} \frac{(x_{i,j} - (\hat{q}_i \hat{B}_{i,j} | \hat{\Theta}))^2}{(\exp(\hat{\sigma}_{i,j}^2) - 1) (\hat{q}_i \hat{B}_{i,j} | \hat{\Theta})^2}$$

Under a lognormal likelihood function, the corrected formula for $\chi_{n_T-p}^2$ that was applied in the current assessment is:

$$\chi_{n_T-p}^2 = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^{n_i} \frac{\left(x_{i,j} - (\hat{q}_i \hat{B}_{i,j} | \hat{\Theta}) \exp\left(\frac{\hat{\sigma}_{i,j}^2}{2}\right) \right)^2}{(\exp(\hat{\sigma}_{i,j}^2) - 1) \left((\hat{q}_i \hat{B}_{i,j} | \hat{\Theta}) \exp\left(\frac{\hat{\sigma}_{i,j}^2}{2}\right) \right)^2}$$

The effect of using the median value of $X_{i,j} | \hat{\Theta}$ instead $E(X_{i,j} | \hat{\Theta})$ in the computation is that the computed Chi-square statistic will be too large, and the p-value too small. For example, if the value for $\hat{\sigma}_{i,j}$ was 0.6, then the denominator of the incorrect equation would be 43% too small. Additionally, large positive deviates would be over-estimated and the numerator would tend to be too large. Thus, the Chi-square discrepancy statistics computed in the July 2002 version of VPA Two Box will be too large, and the p-values will be too small.