REPORT OF THE 2010 ATLANTIC BLUEFIN TUNA STOCK ASSESSMENT SESSION

(Madrid, Spain – September 6 to 12, 2010)

SUMMARY

The Meeting was held in Madrid, Spain from September 6 to 12, 2010. The main objective of the meeting was to assess the bluefin tuna stocks in the Eastern and Western Atlantic and Mediterranean. For the Eastern stock, a more in-depth study on the effects occurred on the status of the stock from the management measures adopted in the 2008 Commission meeting held in Marrakesh were carried out.

RESUME

La réunion a eu lieu à Madrid (Espagne) du 6 au 12 septembre 2010. La réunion avait comme objectif d'évaluer les stocks de thon rouge de l'Atlantique Ouest et de l'Atlantique Est et de la Méditerranée. Dans le cas du stock de l'Est, on a examiné plus en profondeur les effets qu'ont eus sur l'état du stock les mesures de gestion adoptées en novembre 2008 à Marrakech.

RESUMEN

La reunión se celebró en Madrid, España, del 6 al 12 de septiembre de 2010. El objetivo de la reunión era evaluar los stocks de atún rojo del Atlántico oeste y del Atlántico este y Mediterráneo. En el caso del stock del Este, se investigaron más en profundidad los efectos que han tenido sobre la situación del stock las medidas de ordenación que fueron adoptadas en noviembre de 2008 en Marrakech.

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements

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

J. Powers (USA), General Coordinator of bluefin, served as overall meeting Coordinator. C. Porch (USA) and J-M. Fromentin (EC-France) served as co-Chairmen for the western and eastern stocks, respectively. Mr. Powers welcomed meeting participants ("the Group") and proceeded to review the Agenda, which was reorganized and adopted with some changes (**Appendix 1**).

A List of Participants is attached as **Appendix 2** and the List of Documents presented at the meeting is attached as **Appendix 3**.

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

Section	Rapporteurs
1, 9, 10	P. Pallarés
2	G. Scott
3.1	J. Neilson
3.2	C. Brown, E. Rodríguez-Marín
3.3	G. Díaz, J.M. Ortiz de Urbina, A. Kimoto
4	C. Porch, J.M. Fromentin
5	H. Arrizabalaga, S. Bonhommeau, JM Fromentin, J.J. Maguire, B. Linton, C. Porch
7	L. Kell, J. Walter, M. Ortiz, J.M. Fromentin, S. Calay, C. Porch
8	J. Powers

2. Review of the Rebuilding Plans for Atlantic and Mediterranean bluefin tuna and previous SCRS advice

The Commission's Rebuilding Plans for Atlantic and Mediterranean bluefin were reviewed.

Eastern Atlantic and Mediterranean Rebuilding Plans. Recommendation 08-05 which replaced Rec-06-05) called for a 15-year rebuilding period, starting in 2007, with the objective of recovering the stock to B_{MSY} with greater than 50% probability. A number of technical measures, including minimum size, fishery closures, and TACs were implemented in the Plan, which also calls for SCRS to monitor and advise the Commission on the odds of the Plan's objectives being met based upon available data. Based upon information available in 2007, the SCRS advised that overall, preliminary results indicate that the measures adopted in the Plan were a step in the right direction, but were unlikely to fully fulfill the objective of the plan to rebuild to the MSY level in 15 years with greater than 50% probability. The SCRS advised that this depends on several factors, particularly how well regulations are implemented (including a severe reduction in fishing effort by 2023) and future recruitment. If implementation were perfect and if future recruitment were at about the 1990s level and unaffected by recent spawning biomass level, there was estimated to be about 50% probability of rebuilding by 2023 under regulations called for in Rec 08-05. The SCRS advised, however, perfect implementation was unlikely because, even with perfect enforcement, the Committee believed that it was not feasible to avoid totally discard mortality of small fish (in excess of tolerance) and while continually and severely reducing fishing effort to very low levels to achieve the objectives of the Rebuilding Plan. With other plausible assumptions (either imperfect implementation or recruitment that decreases from recent levels as spawning biomass decreases, or both) the objectives of the Rebuilding Plan would not be met without further adjustments. The best advice of the Committee was to follow an F_{0.1} (or another adequate F_{MSY} proxy) strategy to rebuild the stock, because such strategies appear much more robust than that imbedded in [Rec. 06-05] and possibly also in [Rec. 08-05] to a wide range of uncertainties about the data, the current status and future productivity. These strategies would imply much lower catches during the next few years (on the order of 15,000 t or less), but the long-term gain could lead to catches of about 50,000 t with substantial increases in spawning biomass. For a long lived species such as bluefin tuna, it will take some time (> 10 years) to realize the benefit. The Committee advised that an overall reduction in fishing effort and mortality was needed to reverse current trends.

In response to the advice from the Committee, the Commission further modified the rebuilding plan in 2009 [Rec 09-06] and established a TAC at 13,500 t for 2010 and also established a framework to set future TAC at levels sufficient to rebuild the stock to B_{MSY} by 2023 with at least 60% probability. The Commission further required SCRS to present a Kobe II strategy matrix reflecting recovery scenarios of eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna that achieve B_{MSY} with probabilities ranging from 50-90% taking into account [Res 09-12].

The Supplemental Recommendation by ICCAT Concerning the Western Atlantic Bluefin Tuna Rebuilding Program [Rec. 08-04] calls for a 20-year rebuilding period starting in 1999 with the objective of recovering the stock to B_{MSY} with at least a 50% probability by the end of the Plan's time frame (through 2018). A number of technical measures, including TACs, were implemented in this Plan which also calls for SCRS to monitor and advise the Commission on the odds of the Plan's objectives being met based upon available data. Based upon an assessment of western stock status conducted in 2008, which indicated that a constant total allowable catch (TAC) below 2,100 t over the period of 2009-2010 would produce gains in spawning stock biomass (SSB) of western Atlantic bluefin tuna and considering new evidence which the SCRS cautioned suggested that current regulations may be insufficient to achieve the objectives, the Commission amended its rebuilding plan to have a total allowable catch (TAC), inclusive of dead discards, of 1,900 t in 2009 and 1,800 t in 2010.

3. Summary of available data for assessment

3.1 Biology

The Group reviewed 10 working papers describing recent advances in our understanding of bluefin tuna biology, and summaries of the papers and the discussions by the Group are presented here. See also the "Report of the 2010 ICCAT Bluefin Tuna Data Preparatory Meeting" (Anon. 2011, *in press*) for additional summaries of biological information presented to the SCRS in 2010.

Apart from these new contributions, a summary of the current assumptions concerning life history attributes as used in the assessment is provided in the table below for the West Atlantic and East Atlantic and Mediterranean stocks:

Life history attribute	Assumption used by the SCRS	Source (also see ICCAT Manual)	Notes
Growth (length at age)	von Bertalanffy growth West (Turner and Restrepo 1994): K=0.079; L_{∞} =382; t_0 = -0.707 West (Restrepo <i>et al.</i> 2011) West: K=0.089; L_{∞} =315; t_0 = -1.13 East & Med: K= 0.093;	Turner and Restrepo, (1994) Restrepo <i>et al.</i> (2011) ICCAT (2010a)	For the west, the SCRS adopted the growth curve of Restrepo <i>et al.</i> (2011) in 2009, and the current assessment uses it for the base case, and the older growth model is used for some continuity runs. See Figure 1 for description of the growth curves.
Growth (length- weight)	L_{∞} =319; t ₀ =-0.093 West: Area and season specific conversions are used,	Cort (1991) ICCAT conversion factors	2008 Assessment noted a need to review conversions for the West.
	East & Med. < 101 cm: W=2.95.10 ⁻⁵ *FL ^{2.899} East & Med. >100 cm: W=1.96.10 ⁻⁵ *FL ^{3.009}	ICCAT (2010a)	
Natural mortality	West - M assumed age- independent (=0.14yr ⁻¹) East & Med. Starting at age 1: 0.49, 0.24, 0.24, 0.24, 0.24, 0.20, 0.175, 0.15, 0.125, 0.10	Anon. (1997)	Anon. (1997) An age-specific vector for M is applied for ages 1 to 10+, (Anon. 1997).
Longevity	East: > 20 yr West: 32 yr	Fromentin and Fonteneau (2001) Neilson and Campana	Based on tagging data. Based on radiocarbon
Maturity	West 100% maturity: Formerly age 8, now age 9 using Restrepo <i>et al.</i> (2011) growth model. East & Med. 50% maturity: Age 4 (115 cm / 30 kg).	(2008) Baglin (1982) Anon. 1997 (being confirmed by more recent studies)	traces. Diaz (SCRS/2010/074) suggest later age at 50% maturity (age 15-16), but Goldstein <i>et al.</i> (2007) suggest for the west asynchronous reproductive schedule and smaller size at maturity. See current report for more up to data information
Spawning area	West: Gulf of Mexico. East & Med.: Around Balearic Islands, Tyrrhenian Sea, central Mediterranean and Levantine Sea.	Multiple sources, see Rooker <i>et al.</i> (2007) and Fromentin and Powers (2005) or Mather <i>et al.</i> (1995) for reviews.	Other spawning areas have been hypothesized, but not yet demonstrated.
Spawning season	West: April to mid-June. East & Med.: mid-May to mid-July.	As above.	Timing of the spawning season can change from year to year due to environmental conditions.

SCRS/2010/115 provided a review of literature on bluefin tuna maturity to provide guidance on the suitability of the current maturity schedule for western bluefin tuna (fully mature at age 9, using Restrepo *et al.* 2011 growth curve), and to explore possible explanations for the discrepancy between the maturity schedules of western and eastern bluefin tuna. The author noted the divergent methods for determination of maturity: in the East, analyses have been based on histological study and through inspection of maturity stages on the spawning grounds, whereas in the West, size composition on spawning grounds has informed recent views on maturity. The author concluded that given all the evidence examined for the western bluefin tuna, it seems perhaps premature to modify the currently assumed age at full maturity to an older age. For eastern bluefin tuna, the author recommended that the assumptions of the various available studies be further reviewed to ensure the estimates can be applied to the entire spawning stock.

The Group commented on the wide disparity between the presumed ages at maturity for the eastern and western stocks. The possibility of spawning outside of the previously described Gulf of Mexico/Caribbean Sea spawning grounds was also discussed. It was noted that for Pacific bluefin tuna, spawning aggregations are spatially segregated by size of the spawners. It was suggested that perhaps such structure exists for western bluefin tuna, but it has not yet been documented. Other members of the Working Group recalled that the SCRS has undertaken surveys of potential spawning areas in the central North Atlantic, but no additional grounds were found. More recently, however, the Group was informed that larval surveys are planned for the Caribbean Sea. These differences in age of maturity between eastern and western tuna may be also explained by population substructure.

Temporal aspects to spawning behaviour were also described by the Group. For example, within the Mediterranean, it has been observed that small spawners arrive on the spawning ground later than older individuals.

It was noted that differences between the size composition data within the Gulf of Mexico compared with fisheries outside that region could be used to generate a maturity ogive (see Figure 5 of SCRS/2010/115).

Following the conclusions of SCRS/2010/115, improvements to the understanding of maturity at age could be made for both the east and west stocks of bluefin tuna. In particular, the Group noted that the requirement is to obtain an underlying maturity profile for the population, not just the catch on the spawning ground. However, obtaining representative samples can be difficult, given the complexities described above. Uncertainty in age at maturity remains a significant issue for the stock assessment, and may oblige the Group to consider alternative scenarios during their modeling work, and should be considered within the GBYP and other collaborative research programs with the SCRS. Further sampling of potential spawning areas outside of the known areas could also be considered for the West Atlantic stock.

A related paper, SCRS/2010/117, provides a catalog of sizes and sex of Atlantic bluefin tuna sampled for age, reproductive status, and natal origin from 2004-2009. Gonads from 234 bluefin were sampled from June-October from commercial and recreational landings. Fish varied in length and weight from 147-276 cm CFL and 69-293 kg, respectively. Fish sampled in 2008-2009 for endocrine profiling (n=78) ranged from 134-272 cm CFL. Biological attributes of these fish from western foraging grounds will be determined, and results compared and integrated with findings for individuals sampled in known spawning grounds during presumed spawning periods. The Group encouraged studies of this nature, as they may help address an important deficiency in our understanding of bluefin tuna biology.

Growth

SCRS/2010/108 described a growth trial with large eastern bluefin tuna kept in farms. The trial started at the end of July 2009 and was terminated at the end of November 2009. The fish sampled were taken from part of a population of about 2400 bluefin tuna caught during the fishing season of 2009. Other measurements were taken at each sampling point, as were samples for further analyses (chemical, histological and genetic). From an average round weight (RWT) of 190.5 kg, the bluefin grew to an average RWT of 259.0 kg, an increase of 36.0%. In contrast, there were no significant increases in either fork length (FL) or curved fork length (CFL) at the end of the trial.

The Group noted that it would be useful to have information on the size distribution of the fish at the beginning and end of the trial. The authors will be providing further information on the length-weight relationships at the beginning and end of the trial, as suggested.

Document SCRS/2010/109 provided a summary of the growth rate of the fattened/farmed Pacific bluefin tuna and the southern bluefin tuna held for a number of years. Growth data from those species confirm that fattening/farming has the potential to result in significantly higher growth rates than seen in the wild. Information available for Pacific bluefin tuna and southern bluefin tuna held in captivity shows higher growth potential than that indicated for Atlantic bluefin tuna in Table 16.6 of the 2009 SCRS Report (ICCAT, 2010b). The Group was reminded that during the Data Preparatory Meeting the document SCRS/2010/068 demonstrated that when applying the weight gain rates adopted by SCRS in 2009, the back-calculated fish weights at initial capture seemed to show unrealistic size distributions, in that more fish of a smaller size are calculated as having been caught than would be expected given existing controls.

The Group reiterated the conclusion from the 2009 SCRS Report (ICCAT, 2010b) that these growth factors do not take into account any of the losses that are known to occur (e.g., due to mortality, escapees and other sources of loss). Therefore, applying these factors to an amount of harvested bluefin in order to estimate the initial caged amount will likely result in an underestimate of the input to the cages. The Group reiterated the recommendation that fish be measured as they go into the cages and that growth rates within the cages should continue to be investigated.

For the 2010 stock assessment of western bluefin tuna, the Working Group decided to use the new growth curve proposed by Restrepo *et al* (2011) to estimate the catch at age. The growth model has a lower L_{∞} (**Figure 1**) and is now nearly identical to the East Atlantic growth curve.

Movement and migrations

SCRS/2010/116 examined the question of whether observed decreases in commercial landings of western Atlantic bluefin tuna in the US fishery were due to declines in abundance or availability. The authors concluded that from 1979-2005, the mean longitude of bluefin schools shifted eastward >350 kilometers (-70.39 to - 8.07° W), while mean latitude (40.92 - 42.73°W) alternated between the northern and southern Gulf of Maine.

The authors suggested that the redistribution of the Gulf of Maine foraging assemblage might be due in part to fish seeking more favorable forage offshore and northward to the Canadian Maritimes.

The Group observed that the Japanese longline fishery has also experienced increased catch rates in the western North Atlantic recently, which could be consistent with the authors' redistribution hypothesis.

SCRS 2010/112 provides a summary of bluefin tuna tagging activities carried out between 2009 and 2010 in the East Atlantic and Mediterranean. A total of 140 archival and 31 pop-up tags implanted on Atlantic bluefin tuna were deployed in the eastern Atlantic and Mediterranean between 2008 and 2010. Only two archival tags have been recovered so far, whereas 9 pop-up tags have reported. Although the pop-up tags were programmed to detach 12 months after their deployment, the maximum retention time recorded so far is 101 days. Most of the tags that remained attached for 45 days or longer (7 of 8) surfaced in the Atlantic, but one popped off only 100 miles east of the deployment site. While the sample size was small, this suggests that the majority of spawners tagged at the beginning of the reproductive season in the western Mediterranean spawning ground tend to initiate the return migration to Atlantic waters once the reproductive function had been accomplished, though a small proportion of breeders may stay for longer in the Mediterranean Sea.

The Group discussed attachment methods for PSAT studies. In recent work conducted by EC-France, it was noted that by anchoring the tag between the pterygiophores, deployment durations averaged around 90 d. The authors noted that electronic tagging data could be used to identify spawning behaviour, particularly if complete data sets were available, downloaded from the tags rather than summarized data from Argos satellite transmissions.

SCRS/2010/125 described a cooperative tagging program with the Spanish recreational fishery, with 603 conventional tags and 8 PSAT tags applied to bluefin tuna. While the period of deployment for the PSAT tags was shorter than intended, the fish showed residency in the Mediterranean. This result contrasts with the findings reported in SCRS/2010/112. The authors indicated that the cooperative work is expected to continue, and they are working to improve the PSAT anchoring approach. It was also noted that the recreational fishery occurs throughout the year, offering unique opportunities for collaborative research.

The Group commented that the PSAT results might reflect a stage of the life history when the fish remain in the Mediterranean. The authors agreed the results were consistent with this, but there are relatively few deployments. The Group also noted consistent results from PSAT deployments made by EC-France, but including a broader range of sizes.

Stock structure

SCRS/2010/118 reports on the use of a new family of genetic markers referred to as SNPs. The paper describes the initial stages of an ongoing investigation, where variable regions of the genome of albacore and bluefin tunas are being identified. The authors describe a set of 47 independent and neutral SNPs in albacore and 15 SNPs in bluefin tuna. Further SNP description is ongoing, with the objective of providing a tool for Atlantic bluefin tuna population structure studies across the range.

The Group questioned if the apparent similarity between the Bay of Biscay and Mediterranean in the initial SNPs results indicated lack of genetic differentiation between fish sampled in those areas. The authors suggested this might be due to the low number of SNPs. They indicated their intention to expand the scope of the study with increased samples as well as increased number of SNPS that should allow future typing of samples from all over the Atlantic. The Group recommended that this type of work be encouraged within GBYP.

Natural mortality rates

While there was no document explicitly addressing natural mortality, it was noted by the Group that the assumption for natural mortality is different in the east and west stocks (see summary table). It was noted that this would have a significant impact on the estimated productivity of the two stocks, and also on the potential interactions between fisheries. The biological validity of these assumptions concerning natural mortality was questioned by some members of the Group, noting the similar growth models now in use in both sides of the Atlantic.

Other biological studies

SCRS 2010/099 described the sex ratios observed in catches by purse seiners operating in the Western Mediterranean in 2009. There was a higher proportion of males in the catch for lengths less than 180 cm and greater than 220 cm (n=6058). The authors indicated the monitoring of sex composition will continue.

Presentation on GBYP Research Program

The ICCAT "Atlantic-Wide Research Programme on Bluefin Tuna" (conventionally ICCAT-GBYP) was presented by the GBYP Coordinator, Mr. Antonio Di Natale. The presentation included the background thought of the Commission, the objectives of the GBYP, the members of the Steering Committee and their role within the GBYP, the current activities in this first year of the program and the future activities. Particular attention was devoted to all issues concerning the provision of fishery independent data and, more specifically, to the aerial survey campaign in 2010, the data recovery, the tagging program, the biological sampling and the general approach to base all field actions on precise statistical designs. The discussion concerned the various practical problems, the need to clarify which budget will be available for the following years and the next steps of the program, which is a great opportunity for all tuna scientists and the SCRS.

3.2 Catch estimates

The Task I (nominal catch and fleet characteristics) and Task II (catch and effort, size frequencies, and catch-atsize) catch statistics reported by the ICCAT CPCs through 2009 were reviewed by the Group during the 2010 bluefin data preparatory meeting. For some instances where no catches were reported, or where reported catches were lower than those from the catch documentation systems, the Group used information from the Bluefin tuna Catch Documents (BCD) and traps and caging declarations to revise the Task I catches. Details on the reported data and revisions can be found in the "Report of the 2010 ICCAT Bluefin Tuna Data Preparatory Meeting" (SCRS/2010/014).

A few updates to Task I catches and some new/revised size data series (observed size samples and reported catch-at-size) were received after the Data Preparatory Meeting; these updates are detailed in document SCRS/2010/120. The revised annual bluefin nominal catches (Task I) from 1950 to 2009 were presented by the Secretariat and summarized in **Table 1** and **Figures 2** and **3**. **Figures 4** and **5** show the spatial distribution of

bluefin catches (1950-2006) by gear and decade. **Figure 6** shows the reported annual bluefin catches by area and main gear. Document SCRS/2010/119 (revised) provides estimates of the size composition of the catches (catch-at-size or CAS) for the eastern (1950 to 2009) and western (1960 to 2009) stocks, stratified by quarter and 5x5 (5 by 5 degree) squares.

Document SCRS/2010/120 also describes the conversion of catch at size (CAS) to catch at age (CAA). An alternative program (coded in R-Script) applying the age-slicing algorithms is presented. This new program (R-Script AgeIT) provides more flexibility for extracting partial catch-at-age (PCAA) when compared to the prior FORTRAN version of AgeIT, as well as providing for improved transparency and quality control. During this stock assessment meeting, the Group identified some minor refinements to the R-Script AgeIT. Following the implementation of those refinements, the R-Script AgeIT was able to reproduce an exact match of the 2008 western BFT assessment CAA when applied to the 2008 CAS. Subsequently, the R-Script AgeIT was used to provide the CAA used for the current assessment, with separate CAA produced for the western stock, each reflecting either the Turner and Restrepo (1994) or the Restrepo *et al.* (2011) growth curves.

The Group noted that the average weights of BFT taken yearly by each gear and by the combined fisheries have been calculated for both stocks by the ICCAT secretariat, based on the 2010 CAS distribution. The Group considered that the levels and trends of these average weights caught by fisheries are very interesting to take into consideration. These are basic indicators of fisheries and stocks, in that they: (1) are driven by changes in fishery selectivities and in the stock status, since older fishes tend to disappear from most overfished stocks, (2) they also widely condition the yield per recruit of the combined fisheries, and therefore the potential MSY of each stock.

Figures 7 and 8 show these yearly average weights by gear and by total for the eastern and western Atlantic stocks. The Working Group also examined the yearly CAS and CAA by gear, that have been estimated by the ICCAT Secretariat in the eastern and Western Atlantic. These distributions are very important for scientists, as they constitute the backbone of most stock assessment models, but they are quite complex to examine. Various pie diagrams were done during the assessment meeting, in order to show the CAS by gear and by stock (Figure 9 and 10) and the total CAA, by stock and total (Figures 11, 12 and 13). These figures illustrate the structure and changes in the presently estimated CAS and CAA used in the 2010 bluefin tuna stock assessment. For instance, these figures illustrate well the increase in average weights caught on the eastern stock and the major decrease observed in the recent catches of small bluefin tuna (ages 1-3).

3.2.1 Eastern Atlantic and Mediterranean catches

Nominal catches and fishery trends

Reported catches in the East Atlantic and Mediterranean reached a peak of over 50,000 t in 1996 and, then decreased substantially, stabilizing around TAC levels established by ICCAT. (**Table 1** with total catches, **Figure 2** total catches by area and **Figure 3** total catches by gear). Both the increase and the subsequent decrease in declared production occurred mainly for the Mediterranean (**Figure 2**). Information available showed that catches of bluefin tuna from the eastern Atlantic and Mediterranean have been seriously under-reported from 1998 to 2007. Farming activities in the Mediterranean since 1997 have produced a great change in fishing strategy of purse seiners and has induced a deterioration of bluefin tuna catch at size. Task I data reported catch by country and fishing region, for 2008 and 2009, were reviewed during the bluefin data preparatory meeting held in June 2010 (see SCRS/2010/014). The Group considered that a significant improvement in reporting Task I has occurred in those last two years, although some misreporting can still be taking place because the Secretariat did not receive all the information to conduct full cross-validation of reported Task I landings with vessel-level declarations at the Data Preparatory Meeting. Estimated catches from capacity do not exceed reported catches for those two years.

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

A revision of the substitution scheme was done during the bluefin data preparatory meeting. The level of substitution is high across the years especially for the Mediterranean (with substitution on the last two decades of 30% in the East Atlantic unit and 70% in the Mediterranean unit, SCRS/2010/119). Some analyses have been presented during the stock assessment session and have stressed that there are serious deficiencies in the available data that the Group must use to estimate both the CAS and CAA. Most of these problems actually come from the low number of size samples that leads to high levels of raising and substitution among years, fleets and areas. For instance, since the late 1990s size samples cannot be obtained from Mediterranean purse seiners due to farming. Therefore, catch at size is currently produced from log book information back

transforming mean weight in size (Fromentin, 2004). This method is done for a fleet and then raised to all PS fleets. Consequently, the resulting CAS exhibits a size distribution that slices all cohort information and further blurs all the age structure in the catches (**Figure 14**). These large errors in the CAA strongly affect the VPA performances (see below section 5). The same age slicing procedure used for several years was employed to convert CAS to CAA (SCRS/2010/120).

Several papers on catch and catch at size of Atlantic bluefin tuna were presented at the meeting. Summaries of documents are presented below.

Document SCRS/2010/119 (revised) provides an estimation of the bluefin size composition of the catches (CAS) for the eastern (1950 to 2009) and western (1960 to 2009) stocks, stratified by quarter and 5 by 5 degree squares. Authors point out that caution should be taken when using the CAS5x5 estimations associated to the eastern stock (in particular the MED unit) because of the level of substitutions used.

Document Addendum to SCRS/2010/067 examines Japanese fresh market information, consisting in individual weight of Atlantic bluefin tuna coming from farmed specimens in the Mediterranean from 2002 to 2009, to infer size structure composition. Results show a decline in the proportion of 8 + years in the time series analysed. The authors point out that these findings are consistent with the increasing fishing mortality on large fish reported by SCRS for the period 2000- 2005.

Document SCRS/2010/098 provides information coming from Spanish purse seine Atlantic bluefin tuna catches in the western Mediterranean. Annual weight distributions from 2005 to 2009 are presented. Those distributions refer to weight at slaughtering after 3 to 12 months of farming. Authors highlight the continuous occurrence in the catches of tuna bigger than 120 kg throughout the study period.

In document SCRS/2010/107, an estimation of recruits based on reproduction parameters and larval survival was presented for the spawning bluefin tuna caught by purse seiners around the Balearic Islands area in 2010. The author proposes a change in the current regulatory measures in order to minimize the impact on the spawners (and this spawning activity) so as to maximise stock recovery.

SCRS/2010/102 reports on the Atlantic bluefin tuna catches from a tuna trap operating off the southern coast of Portugal between 1998 and 2010. During this period, the sizes of the catch tended to decrease and in recent years the catch in number and overall biomass was higher, especially in 2010. The authors explore relationships between SST and recent changes in management measures for the Mediterranean, with the trap catches.

Document SCRS/2010/113 reports unusual catches of Atlantic bluefin tuna offshore Senegal in 2010. Bluefin tuna catches are uncommon south of the Canary Islands but it was clear that it was not a species identification error. Changes in distribution patterns could be an explanation of these findings, but this was just three baitboat landings of 19 large specimens in late February 2010. Discussion highlighted the importance of continuing to pay attention to species composition of the landings.

Document SCRS/2010/121 estimates the size distribution of large Atlantic bluefin tuna caught by Moroccan Atlantic traps during 2009. Lengths were obtained from conversion of individual and average weights and from individual measurements of scraps. This last measurement was used since there is a good relationship between length of the head (opercula, preopercula) and the corresponding fork length. Both size distributions were quite similar and the authors concluded that the estimation of the size composition of bluefin tuna catches based on the biological scraps seems to be more appropriate. The greater part of the catch was comprised of sizes from 210 to 250 cm fork length. Given the importance of these relationships, the gGroup recommended that the results from this study be improved in the future by increasing the size of the biological samples, especially the younger fish from other fisheries (hand line). Taking into account the big number of fish released for the second consecutive year by Moroccan traps (2009 and 2010) because of quota overages, the Group recommended to examine the possibility that this fish be used for tagging purposes.

3.2.2 Western Atlantic catches

Nominal catches and fishery trends

The total catch for the West Atlantic peaked at 18,671 t in 1964, mostly due to the Japanese longline fishery for large fish off Brazil and the United States purse seine fishery for juvenile fish (**Table 1, Figures 4** and **5**). Catches dropped sharply thereafter with the collapse of the bluefin longline fishery off Brazil in 1967 and decline in purse seine catches, but increased again to average over 5,000 t in the 1970s due to the expansion of the Japanese longline fleet into the northwest Atlantic and Gulf of Mexico and an increase in purse seine effort targeting larger fish for the sashimi market.

Since 1982, the total catch for the West Atlantic including discards has generally been relatively stable due to the imposition of quotas. However, following a total catch level of 3,319 t in 2002 (the highest since 1981), total catch in the West Atlantic declined steadily to a level of 1,638 t in 2007 (**Figure 4**), the lowest level since 1982, before rising to 1,935 t in 2009, which falls near the TAC. The decline prior to 2009 was primarily due to considerable reductions in catch levels for U.S. fisheries.

Canada: 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. The spatial distribution of the Canadian fisheries has not changed significantly, but there were anecdotal reports of tuna occurring in areas where they have not been observed in many years (for example, the Baie des Chaleurs in the western Gulf of St. Lawrence). Catches for 2005-2009 totaled 600, 733, 491, 575 and 530 t, respectively. The 2006 catch was the highest recorded since 1977. The 2009 landings were taken by rod and reel, tended line, longline, harpoon and trap gear.

United States: The catches (landings and discards) of U.S. vessels fishing in the northwest Atlantic (including the Gulf of Mexico) in 2002 reached 2,014 t of bluefin tuna, the highest level since 1979. However, catches in 2003-2008 declined precipitously, and the United States did not catch its quota in 2004-2008 with catches of 1,066, 848, 615, 858 and 922 t, respectively. In 2009, the United States fully realized its base quota with total catches (landings including dead discards) of 1,229 t. The 2009 catches, including dead discards, by gear were: 11 t by purse seine, 66 t by harpoon, 291 t by longline, and 860 t by rod and reel.

The U.S. bluefin fishery continues to be regulated by quotas, seasons, gear restrictions, limits on catches per trip, and size limits designed, to conform to ICCAT and domestic recommendations. The Group discussed the potential for these regulatory measures to influence perceptions of abundance, especially when there are changes or trends in the measures. A summary of how these measures have changed over time is therefore presented here.

The U.S. bluefin tuna allocation is subdivided among commercial and recreational user groups generally by gear type. Vessel owners must select a specific permit category that governs their allowed fishing practices throughout the calendar year. In addition to quota allocations, particular effort controls are also instituted for recreational and commercial (including charter) vessels. The daily retention limit for vessels using commercial hand gear may be adjusted between 0 and 3 bluefin tuna measuring greater than 185 cm CFL, and have generally been set at 3 since 2006 due to the recent limited availability of fish in this size class. For recreational fishermen, daily and annual limits may be adjusted to allow retention of certain size classes of fish by season, area, and type of vessel (private vs. charter). Prior to 2006, recreational retention limits varied considerably among seasons as well as among private versus charter vessels (i.e., limits in 2003 included 6 recreational sized bluefin [69-185 cm CFL] for both private and charter vessels whereas in 2004 it was reduced to 2 for private and 3 for charter vessels during portions of the fishing season). In 2006, retention limits were reduced substantially for all vessels fishing recreationally on bluefin tuna measuring 69-119 cm CFL in order to avoid exceeding the ICCAT tolerance of bluefin measuring less than 115 cm SFL. Since 2006, more stringent management measures and recreational limits have remained in place for the recreational fishery with recent efforts focused on limited landings of medium sized bluefin (119-185 cm).

These management measures may have impacts on the CAA which are somewhat independent of availability. For the abundance indices which are used to tune the models applied to the CAA (and are therefore intended, in part, to compensate for such impacts), potential changes in fishing behavior and preferences for pursuing specific size classes of bluefin tuna are accounted for in several ways. These include restricting observations to trips actively targeting each specific size class, recording catches specific to size classes and including released fish, and including management measures as factors in the standardization.

Japan: Japan uses longline gear to catch bluefin tuna in the Atlantic Ocean. The number of boats engaged in bluefin fishing in the West Atlantic has declined to less than 10 boats in 2010. Recent catches in the west (about 250-400 t in Japanese fishing year) have fluctuated possibly due to the management regulations. The operational pattern also changed in the last few years in the West Atlantic. Fishing in the West Atlantic starts in early December. However this fishing activity in the northwestern area has been reduced in the recent years, because the catch by this fishery includes relatively small fish (< 100 cm). In order to avoid catching these small fish, some fishers move to an area north and east of Florida/Bahamian Bank (southern ICCAT area BF65/northern ICCAT area BF61) in January to March. As soon as the individual vessel quota is filled, the vessel stops fishing. The West Atlantic bluefin tuna catch of the Japanese longline fleet was 162 t in calendar year 2009.

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

As noted previously, the CAS and CAA for the western Atlantic were generated as described in documents SCRS/2010/119 (revised) and SCRS/2010/120, with the results shown in the **Appendix 6** on VPA inputs. The output from the R-Script AgeIT was also used to generate partial CAA corresponding to some indices with restrictions on sizes and month, a process which was facilitated by the new software.

3.3 Relative abundance estimates

3.3.1 Relative abundance Indices and fishery indicators – East

3.3.1.1 Primary indices

The Group recognized that the data preparatory meeting held in June, 2010 reviewed available abundance indices series and made a few recommendations on updating and improvements for them (see Tables 7, 8 and 9 of the "Report of the 2010 ICCAT Bluefin Tuna Data Preparatory Meeting"). The updated series used in the 2008 assessment and new series were reviewed. The indices that were presented at the 2008 assessment meeting (Anon. 2009) were all updated except for the Spanish baitboat fishery in the Bay of Biscay. Those are indices from Spanish trap, Moroccan trap, Spanish historical series for baitboat in the Bay of Biscay, and the Japanese longline fishery in the east Atlantic (south of 40°N) and Mediterranean, and in the northeast Atlantic (north of 40°N). All available scaled CPUEs to its mean value and CVs, when they are calculated, are given in **Tables 2** and **3** and **Figure 15**.

SCRS/2010/rev079 derived GLM standardized index of abundance for the baitboat fleet targeting bluefin tuna in the Bay of Biscay from 1952-1980. Data on historical landings (1952-1980) of bluefin tuna (45,258 trips by 373 vessels) were rescued from Hondarribia, the main baitboat fishing port for bluefin tuna in the northeast Atlantic. Interviews with old fishermen allowed the group to understand the dynamics of the fishery at that time and helped the analysis. Since the introduction of sonars in 1973 clearly affected fishing efficiency, the analyzed period was split into two periods; 1952-1972 and 1973-1980. The estimated index showed a decreasing trend from 1956 to 1962 followed by a period of constant increase, reaching a peak in 1970. Trend during the 1970s is consistent with previous work by other authors. In addition, the decreasing trend during the 1950s and early 1960s might support the low recruitment hypothesis during those years.

SCRS/2010/097 gave information on the factors affecting nominal catch rates in weight from two Spanish purse seiners (based at Balfegó) fishing bluefin tuna in the Baleares area during the spawning season for the period 2000-2010. Recently implemented regulation (quota-by-gear system) appears to have affected CPUE as the fishery ceased before the best season. The analysed series showed an increasing trend for the last three years.

SCRS/2010/106 presented the standardized CPUE for Spanish bluefin tuna traps close to Gibraltar for the period 1981-2009. CPUE was standardized using a GLM approach under a negative binomial error distribution. The standardized series showed an increasing trend for the last years. The catch rate in 2009 was higher than average. A total of 2000 fish were released because the traps had reached the quota.

SCRS/2010/111 provided standardized relative abundance indices by age for bluefin tuna caught by the Spanish traps close to the Strait of Gibraltar during May, for the period of 1984 to 2009. Standardization was carried out by GLM assuming a negative binominal error distribution. The standardized CPUE showed an increasing trend for the most recent five years, especially for ages 8 to 10+. There is also a close fit between indices for those older ages with those for the age aggregated standardized series.

SCRS/2010/110 updated nominal CPUE by age for bluefin tuna baitboat fishery in the Bay of Biscay from 1975 to 2009. Standardization was not updated for the recent years, 2008 and 2009, since the management measures were affecting fishing strategy. Weekly or monthly individual vessel quotas have been introduced; hence CPUE does not fully represent abundance. Commercial catch and effort (per trip) data are available, and these catches by categories were converted into catch at age by applying seasonal age length keys. The nominal CPUE by age indicated the presence of strong cohorts in recent years. In 2009, indices for ages 2 to 5 showed a decreasing trend, while that for older ages showed an increasing trend.

A discussion on the effects of regulatory measures on estimated CPUE followed this presentation. It was concluded that, although there are some problems, this series is important, being the only index for juvenile bluefin in the East Atlantic. Also it was agreed that the standardization of the CPUE for 2006 and 2009 was difficult (see further discussion in Section 4.3). The importance of developing fishery independent index for abundance was reiterated.

SCRS/2010/124 updated the standardized CPUE from the Japanese longline fishery for the period between the mid-1970s to 2009. Indices were developed for three areas; the West Atlantic (west of the division lines), the Northeast Atlantic (central to northeast North Atlantic) and the East Atlantic (off Gibraltar) to the western Mediterranean Sea). The indices were standardized with delta-lognormal model with random effect. West Atlantic index showed increasing trends since 2000 and considerably high values were observed in 2007 due to the large number of small bluefin caught. Abundance index in the Northeast Atlantic stayed at about the average level for years except 1996, followed by an increase in 2009. This index becomes more valuable since the major part of the Japanese catch has come from this fishing ground in recent years. The abundance index in the East Atlantic had fluctuated considerably until the early 1980s and then exhibited a decline reaching the lowest point in 1996. It has been in slightly increasing trend since then, while relatively high values were recorded several times in the 2000s.

Some discussions followed on the importance and/or use of the northeast Atlantic series, and high value observed in 2009 in the West series. It was noted that over 80% of the recent Japanese catch in the East Atlantic came from the northeast (central) area and the operations in the Mediterranean and off Gibraltar will further decrease in the immediate future. Also noted was that the northeast series now covers almost a 20 year period. The fishing seasons are different and the size of fish caught was also found to be different (northeast caches smaller sized bluefin tuna). These strongly suggested the adoption of the new series of the northeast for VPA runs (see further discussion in Section 4). It was also noted that the author has tried unsuccessfully to estimate these CPUE series by ages, and further investigation are required.

Abid and Idrissi (2010) submitted updated relative abundance indices in 2009 for bluefin tuna caught by the Moroccan Atlantic traps in the area of influence of the Strait of Gibraltar during the period 1986-2009. Standardization was accomplished by GLM approach under a negative binomial error distribution assumption. The standardized series showed an increasing trend since 2004.

SCRS/2010/096 proposed a more active use of various fishery indicators showing the changes observed in the Japanese longline fishery targeting bluefin, a fishery that is of major importance in the studies of this stock. The document first reviewed various types of geographical indicators, based on *ad hoc* fishing maps and pie diagrams showing the main characteristics and changes in this fishery. The main indicators studied were measuring the efforts targeting bluefin using three methods, the corresponding CPUEs and the sizes of the area fished, yearly and monthly. The paper recommended that the trends and anomalies in these indicators, for instance concerning the very large 2009 anomalies observed in this bluefin fishery, should be taken into account and discussed during the stock assessment process done by SCRS in 2010.

Given the lack of a standardized baitboat index for the last two years in the assessment (2008- 2009), the Group requested to standardize the alternative age-aggregated catch rate series of the baitboat fishery targeting bluefin tuna in the Bay of Biscay (García *et al* 2007; García *et al*. 2007. The main difference with respect to the age disaggregated standardized index used for VPA tuning of ages 2 and 3 in the 2008 assessment is that it only included boats from Hondarribia (excluding those from Getaria, which were larger and more prone to target albacore). Futhermore, effort was measured as days at sea (instead of days at sea targeting bluefin), which is believed to be less affected by recent regulations that might have modified, to a certain extent, the behavior of the fleet (specially targeting issues). During the meeting, the final model including Year, Month and Skipper as fixed effects, and Year-Month as random interaction, was updated for the period 1950-2009 period and made available to the Group.

Furthermore, an updated standardized series for the combined Moroccan and Spanish traps in the area of the Strait of Gibraltar (as used in the 2008 assessment) for the period 1981-2009 was also made available to the Group.

3.3.1.2 Historical indices

The Group acknowledged that historical nominal CPUEs French baitboat indices were developed at the 2008 session, for the purpose of conducting an historical VPA, going back to 1955, based on the ICCAT Task II data for 1952-1977. Also, Norwegian purse seine CPUE (yields divided by the number of vessels) for 1955-86 given in Figure 1c in Fromentin and Restrepo (2009) was used in 2008 analyses for historical VPA. With regard to the PS CPUE for 1963, it was pointed out that fishing effort (number of boats) could not reflect the real effort, but in the absence of alternative information this index was used As for the historical French bait boat series, it has been substituted by the newly submitted series for bluefin tuna caught by the bait boat fishery in the Bay of Biscay for for the period 1952-1972 (SCRS/2010/rev079) as this index was standardized.

3.3.2 Relative Abundance Indices and fishery indicators - West

Document SCRS/2010/096 proposed the development of a series of fishery indicators from the Japanese longline fleet for stock assessment purposes. These fishery indicators include maps of monthly bluefin tuna catches, pie charts summarizing temporal/spatial changes in areas of operation, estimates of fishing effort, nominal CPUE, annual changes in fishing zones, and average weight of the catch. The document also suggested a discrepancy between biomass trajectory of the eastern stock and the index of abundance of the Japanese longline fleet and recommended that the SCRS should investigate this issue. The document also hypothesized that changes in the Japanese longline fleet fishing zones may be related to stock status or with the seasonal migration pattern of bluefin tuna. However, it was pointed out that changes in the area of operation of the Japanese longline fleet throughout the Atlantic are related to management regulations.

The document also identified reductions in average weight (estimated as the ratio between Task I and Task II data) of the catch for years 2006, 2007, and 2009. It was explained that the reductions in average weight in years 2006 and 2007 were the result of an unusually large proportion of small bluefin tuna in the catch.

Document SCRS/2010/101 was presented as an addendum to document SCRS/2010/070 which was presented at the data preparatory meeting. Document SCRS/2010/101 explored the potential effect of filtering the data, management regulations, and the influx of smaller fish (FL<177 cm) on the estimated catch rate of the rod and reel and tender line fishery in the Gulf of St. Lawrence. The authors indicated that restricting the data to only those vessels that consistently participated in the fishery greatly reduces the available data to about only 15% of the original data; therefore, it was not recommended to apply such a filter. Although management regulations seemed to alter the behavior of the fleet, the impact on the catch rate standardization was not yet fully explored. The authors also indicated that the influx of small fish did not seem to have a significant effect in the estimated catch rates. However, some inconsistencies were identified in the 2009 size data and the issue will require further investigation. The Group reiterated the importance of the Canadian indices as a reflection of SSB, given that otolith micro-constituent studies indicate that the Canadian fisheries catch western origin fish almost exclusively. Hence, it was suggested to review the size/age structure of the catches used to develop the indices to accurately estimate the age range reflected by them.

It was also discussed that if the proportion of small fish (FL<177 cm) in the catches increased over time (i.e., increment of small fish only in the later part of the time series) but selectivity was assumed to remain constant, the VPA would interpret those changes as an influx of young fish into the population. It was indicated that it was not possible to develop the indices only using catch and effort data for the larger fish (FL > 177 cm) because of the lack of catch at size information in the earlier years of the time series. After further review of the data it was agreed that the index for Gulf of Saint Lawrence represents a 13+ age group; while for the Nova Scotia index, two different assumptions would be used: 5-14 and 8-14 yr.

The Group also discussed the relevance of document SCRS/2010/116 (see Section 3.2) for the estimation of indices of abundance. It was noted that identification of changes in spatial distribution of the target species, like the one presented in the mentioned document, can provide very valuable information for the development of indices or abundance and the interpretation of abundance trends.

Document SCRS/2010/124 presented revised indices of abundance for the Japanese longline fleet that included some technical improvements. The Group noted that the nominal and standardized estimates were similar except

for the last year of the time series. It was noted that this difference was most probably due to small number of observations in 2009. Because a higher proportion of smaller fish were part of the catch in the last part of the time series, it was suggested during the bluefin data preparatory meeting to explore the possibility of estimating and index without including catch and effort information for the smaller size classes. However, the authors indicated that it was not feasible to proceed with the recommendation. The Group agreed with the recommendation emanated from the data preparatory meeting with regards to excluding the 2009 estimate from the VPA base case, but to include it as part of a sensitivity run. The Group also discussed a short nominal CPUE series for years 2006-2009 for the Japanese longline fleet operating in ICCAT sampling areas BF55 and BF61 (area 60°-80°W and 25°-35°N). This CPUE series was not presented as part of the document. The general trend of this CPUE series was in general agreement with the trend showed by the U.S. longline fleet in the Gulf of Mexico. The Group concluded that the index was too short to be included in the assessment, but noted that the increasing trend was consistent with that of the US Gulf of Mexico longline index. The Group acknowledged that the Japanese index could be very useful for future stock assessments and encouraged the continuation of the effort to collect the necessary data to estimate it.

Indices of abundance for western bluefin tuna available to the Group are presented in **Table 4**. For detailed descriptions of the indices included in the mentioned table the reader should refer to the "Report of the 2010 Bluefin Tuna Data Preparatory Meeting". The indices used in the base assessment model are presented with their 95% confidence limits in **Figure 16** and are contrasted by area fished in **Figure 17**.

4. Methods and other data relevant to the assessment

4.1 Methods – East

Several papers were presented under this agenda item. Document SCRS/2010/123 presented a comparison between two methods to estimate catch at age (required for VPA) from catch at size, namely, deterministic age slicing versus a statistical method that assumes that the CAS is composed of a mixture of length frequency distributions. This method, in essence, is similar to Multifan, in the sense that is able to fit to a range of consecutive size samples at the same time, to estimate basic growth parameters and provide proportions at age in the catch. The analyses served to highlight how the quality of the data declines in the latest years, where estimates of proportions at age have very high CVs.

Document SCRS/2010/103 examined the selectivity patterns among gears and years for bluefin tuna in the Northeast Atlantic and Mediterranean between 1970 and 2009, using catch curve analyses. The main outputs may be summarized as follows: (i) the general pattern of selectivity has highly varied through time, moving from ages 1-3 to ages 10+ from the 1970s to the 2000s; (ii) this important temporal drift primarily resulted from changes in PS selectivity patterns; (iii) these drastic variations in selectivity among gears and years can affect simple indicators which do not incorporate such information; (iv) the catch-at-age (CAA) matrix seems to be impaired by several inconsistencies that affect primarily the partial CAA of the purse seiners in the 2000s, the longlines in 1982, 2007 and 2009 and, secondarily, the baitboats in 2000; and (v) selectivities at ages 9 and 10+ are quite different among gears and/or time which makes difficult the specifications of the terminal Fs (i.e., the F-ratios) in ADAPT-VPA when the 'Plus' Group is a 10+. The authors concluded that, as the selectivities at ages 14 and 15+ appear more similar and more stable, it could be sensible to run ADAPT-VPA on a 15+ 'Plus' Group rather than a 10+ one.

Document SCRS/2010/122 considered the importance of the specification of growth in the plus group when making projections based on VPA for long lived species such as bluefin tuna. Data are often only sufficient to model a limited number of ages and so relatively young age is chosen for the plus group. However, as a depleted stock recovers towards B_{MSY} the number of fish in the plus group and their average age and size increases. Therefore ignoring plus group dynamics can result in significant biases in stock projections. The paper compared two ways of modeling the plus group in the projections, i.e. (i) updating of the average age in the plus group and (ii) expanding the plus group out to an older age.

Document SCRS/2010/104 examined the potential bias in the East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna VPA estimates under alternative exploitation regimes. This was done by simulating a population, catch and CPUEs over 39 years from 1970 to 2008. In the operational model, 2 levels of noise were added to catch and CPUEs (50 and 100%) and three fishing patterns were explored ($F=F_{MSY}$, F increases linearly from 0.5 F_{MSY} to 2.5 F_{MSY} over the first 34 years and decreases down to F_{MSY} over the last 5 years). The authors also tested different hypothesis about the impact of the terminal F-ratios, and the natural

mortality used in the current VPA as well as the impact of randomly generated CPUE for long-line and trap CPUE. Results showed that the VPA is robust to estimate the SSB whatever even if the (white) noise level in the catch and the CPUEs reaches 100%. However, Fs are generally overestimated especially for the last ages and the last year of the run. Randomly generated CPUEs have a strong impact on the estimations for the F at age 8-10+ which is consistent with the fact that the random CPUEs used mainly concern these ages. When fishing mortality decreases during the last years, the SSB estimated by the VPA does not show any sign of recovery while it is the case in the operational model. These results indicate that one of the main biases that could lead to false estimates of SSB and Fs could be the age estimation from the von Bertalanffy curve. The Group made few suggestions for future work on this line, such as conducting similar simulation analyses considering a much older plus group (e.g. 40+), and embark upon the development of a management strategy evaluation procedure.

Document SCRS/2010/105 presented a deep investigation in the literature to propose an informative prior for the population growth rate of the East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna, and then evaluated the performances of a biomass dynamic model, within a Bayesian state-space framework. The authors identified that the model outcomes were most sensitive to the uncertainty about the natural mortality at age 0 (M0) (as is the case for all the fish species). When applying this model on bluefin tuna catch and CPUE time series from 1976 to 2009, the results tend to indicate inconsistencies between the prior distributions of the population growth rate, some values of m (the shape parameter), the relatively flat CPUE series and the high catches in the last decades. Indeed, a relatively low population growth rate (0.3) and m < 2 did not allow the model to converge. To achieve convergence, the constraints on the population growth rate (r) have to be relaxed to allow for greater values and/or the model to be restricted to a shorter time series (i.e. avoiding the high catches from the last decade).

Document SCRS/2010/95 revised some of the major factors that can affect the computation of Atlantic bluefin tuna biological reference points. Given specific biological characteristics of bluefin tuna stocks in general, and due to the uncertainties in data, model fits and estimates particularly of MSY, the author recommended that the SCRS should consider the BRP with a wider scope that includes BRP from non-equilibrium MSY information, such as that used on B_{loss} . The author also recommended checking whether or not the current VPA was able to provide reliable information given the unreliable catch-at-age data. If not, the recovery plan might not be effective. In such a situation, he favored the use of simpler fisheries indicators such as CPUE.

In the discussion, members of the group noted that previous work had showed that the current assessment and management framework (essentially VPA based assessments and MSY based management) can work if the historical fluctuations observed in earlier years are due to natural fluctuations in the carrying capacity, but not if they reflect changes in the migration pattern.

Document SCRS/2010/126 presented simulated biomass trends of eastern bluefin tuna under current management regulations. The authors considered that juvenile catches of juvenile bluefin tuna (< 30 kg) have fallen considerably due to present regulations. If this situation continues, according to a stochastic matrix projection model, the authors predicted that by 2010, there will be about one million more tuna of ages 1 to 7 than in 2006 with an increase of about 26,000 tons (95% CI 15.795 - 35.481 tons). By 2020, the population is expected to increase by about 1.6 million of individuals of ages up to 17 years which will imply an increase in biomass of 109.178 tons (95% CI 98.264 - 118.173 tons) when compared to figures in 2006.

VPA Specifications applied to the East Atlantic and Mediterranean stock

Notwithstanding the uncertainties in the catch at age and abundance index data, described above, the Group decided to run ADAPT VPA (as implemented in VPA-2box) again as it did for the last assessments.

The agreed set of runs is specified in **Table 5**. All runs considered Catch-at-age data for the 1950-2009 years. Run 1 is a continuity run, similar to run 13 in the 2008 assessment (which was the base case). The CPUE Series used for the tuning of the VPA were: Spanish Baitboat for age 2, Spanish Baitboat for age 3, historical Spanish Baitboat for ages 2 and 3 (replacing historical nominal French baitboat as agreed in the Data Preparatory meeting), Norwegian purse seine for ages 10+, Spain-Morocco trap combined for ages 6+ and Japanese longline East Atlantic & Mediterranean for ages 6+ indices. As for the 2008 base case, run 1 was applied on the catch at age (CAA), truncated in 2006 for comparison purposes. The main differences between both runs come from the updated CAA. The other technical VPA specifications remained the same among the two runs (**Table 5**). A 4year constraint on vulnerability (sd=0.5, see SCRS/2008/089 for details) was applied. CPUE indices were equally weighted. Terminal year Fs were estimated for ages 2 to 9, and F1 was set to 0.75*F2. The F-ratios were fixed according to 2008, i.e. equal to 0.7 over 1950-1969, equal to 1 over 1970-1984, equal to 0.6 over 19851994 and equal to 1.2 from 1995 onwards. The natural mortality vector remains the same as the one used for the East stock since 1998, i.e., an age specific but time invariant vector (see Anon. 1999).

Then, a suite of different specifications have been investigated to test the sensitivity of the VPA to various technical assumptions and the choice of the CPUE series. Run 2 was similar to run 1 but the CAA was extended to 2009 and the F-ratios fixed to 1 instead of the 2008 F-ratios vector. Runs 3 and 4 are similar to runs 1 and 2 except that all terminal Fs are estimated. Given the lack of tuning indices for the last 2 years in ages 2 and 3, the model had no information to tune the early ages of the last years (as age specific baitboat CPUE indices could not be updated and end in 2007). To try to overcome this, Run 5 was similar to Run 1 but did not use the age specific Baitboat indices. Terminal Fs for ages 4 and older were estimated, while terminal F for ages 1 to 3 were fixed to a given ratio of F at age 4. Run 6 is similar to Run 5 with a fixed F-ratio equal to 1. Runs 7 and 8 are similar to Runs 5 and 6 but incorporating a constraint on the variability of recruitment over a 2 years period (sd=0.5) to try to keep consistency in the recruitment time series (note that the catch at age 1 and 2 are indeed strongly declined due to the implementation of a most restrictive size minimum regulation in 2007).

Runs 9 and 10 are similar to Runs 7 and 8 but without the constraint on vulnerability for the last 2 years. Runs 11 and 12 are similar to Runs 7 and 8 but incorporating the Japanese longline Northeast Atlantic index. Runs 13 and 14 are similar to Runs 11 and 12 but re-incorporating the age specific Baitboat 2 and Baitboat 3 indices, estimating all terminal Fs and considering a 3 years constraint on vulnerability. Runs 15 and 16 are similar to Runs 13 and 14 but using the age aggregated baitboat index (which extends through 2009) instead of the age specific Baitboat 2 and Baitboat 3 indices (which extend through 2007). Finally, Runs 17 and 18 consider an older plus group (Age 16+) with fixed F-ratios (=1). These runs have been investigated to avoid difficult choices on the F-ratios which are very well known to strongly impact the VPA outputs and thus the perception on the stock status. Run 17 is similar to Run 14 and run 18 is similar to Run 16 (i.e., just changing in the choice of the baitboat CPUE index used).

Finally, the Group has retained the Runs 13, 15, 17 and 18 and has re-run them using the inflated CAA matrix (as defined in 2008).

The Statistical Catch Analysis (ASAP)

The June 2010 Data Preparatory Meeting indicated that "uncertainties in the CAS and subsequent conversion to CAA by cohort slicing suggest that a statistical catch at age model, such as Multifan-CL or Stock Synthesis, would be more appropriate for modeling bluefin tuna than a VPA" (page 11). This section reports on a preliminary implementation of another statistical catch at age, ASAP.

ASAP, the Age Structured Assessment Program (available at http://nft.nefsc.noaa.gov/ASAP.html) « is an agestructured model that uses forward computations assuming separability of fishing mortality into year and age components to estimate population sizes given observed catches, catch-at-age, and indices of abundance. Discards can be treated explicitly. The separability assumption is relaxed by allowing for fleet-specific computations and by allowing the selectivity at age to change smoothly over time or in blocks of years. The software can also allow the catchability associated with each abundance index to vary smoothly with time. The problem's dimensions (number of ages, years, fleets and abundance indices) are defined at input and limited by hardware only. The input is arranged assuming data is available for most years, but missing years are allowed. The model currently does not allow use of length data or indices of survival rates. Diagnostics include index fits, residuals in catch and catch-at-age, and effective sample size calculations. Weights are input for different components of the objective function and allow for relatively simple age-structured production model type models up to fully parameterized models » (http://nft.nefsc.noaa.gov/ASAP.html).

ASAP was developed by Christopher Legault and Victor Restrepo (Legault and Restrepo, 1999) to incorporate "various modeling features that have been discussed by the SCRS in recent years, particularly during meetings of the Bluefin Tuna Species Group" (Legault and Restrepo, 1999, page 1).

For the East Atlantic and Mediterranean, catch at age for 1970 to 2009, ages 1 to 25+ were used. The final formulation estimated 3 blocks for selectivity (one formulation was attempted with four blocks to estimate selectivity in 2008-2009, but the selectivities did not appear to be well estimated), seven indices of stock sizes (BB2, BB3, BB4, TrapMAR_ESP, JLL5+Med, JLL Med, JLL North applied to the same ages as in the VPA assessment) and reasonably high CVs on recruits (0.7) and on stock size indices (in the order of the RSME from an initial formulation). Total catch was assumed to be known relatively precisely (CV = 0.01).

The year-class curve analysis

In addition to the VPA runs, the Group also decided to update the year-class-curve analyses that have been applied in 2006 and 2008 to estimate total mortality with another methodological approach (Anon. 2007 and Fromentin *et al.* 2007). At the difference of the catch curve analysis which assumes constant recruitment from year-to-year, year-class curve analysis is calculated over cohorts. Therefore, the assumption of constant recruitment may be relaxed. *Z*, the total mortality, is estimated as the slope of the regression over C at age over a given cohort. Therefore, a limitation of such approach is that *Z* is assumed to be constant over the age range of the given cohort, but not between cohorts. Another assumption is that the vulnerability to the fishing gear remains constant over an age range which has been therefore set for ages 11 to 19 for the East Atlantic Spanish traps. Usually, *CPUE* at age must be used instead of catch at age to take into account for changes in effort, but this did not applied to trap as effort is assumed to be constant through time (Fromentin *et al.* 2007). The following analyses have been thus applied on the partial catch at age of the Spanish trap from 1960 to 2009.

The biomasss dynamic model

The Bayesian biomass dynamic model presented in document SCRS/2010/105 has been also investigated using updated trap and Japanese CPUE and reported/inflated catch from 1975 to 2009. The Group investigated various prior distributions for demographic parameters : intrinsic population growth rate, $r \sim Normal(0.35, 0.2)$ and for K, carrying capacity we used: K ~ Normal(350000 ,0.3 * 350000) and log(K) ~ Uniform(log(200000), log(800000)). Generalised biomass model and Schaefer biomass dynamic model (shape parameter, m=2) were fitted for each run. When using the generalised biomass production model prior distribution for m was set to a uniform distribution between 1.1 and 3.5. We tested 2 values for initial biomass in 1975 (50% & 90% of carrying capacity. To do so, standardised CPUE indices for Japanese longline (Area 5 & Mediterranean), and Moroccan/Spanish traps (combined index) were modified to be expressed in biomass (kg) (Figure 1). We used mean weight per gear and year to calculate these new indices. Model was run on total reported catch for East Atlantic bluefin tuna, and total inflated catch.

The Catch Survey Analysis (CSA)

The June 2010 Data Preparatory Report indicated that because of the uncertainties in the East Atlantic and Mediterranean catch at age, less data hungry methods such as production modeling and Catch Survey Analysis should be investigate. Catch Survey Analysis (CSA aka as Collie Sissenwine Analysis) is seen as intermediary between production models that require only catch and effort information, and more data hungry age-based analyses. CSA requires an index of abundance for pre-recruits, one for post – recruits, total catch, an estimate of natural mortality M, the average weights of pre-recruits and of post- recruits, and the relative selectivity of pre-recruits relative to post-recruits. Several implementations are available the one available at NMFS NFT Toolbox (http://nft.nefsc.noaa.gov/CSA.html) was used.

4.2 Methods – West

SCRS/2010/114 examined the implications of the new growth curve to the SCRS stock assessment of western Atlantic bluefin tuna and its corresponding management advice. The new growth curve was used to convert the catch at size matrix from the 2008 assessment into an alternative catch at age matrix through application of the SCRS age-slicing algorithm. The base-case VPA model and associated projections from the 2008 assessment were then repeated with this alternative catch-at-age. The results were somewhat more optimistic in terms of the appraisal of stock status (relative to the level that would support MSY), but still depended strongly on whether recruitment is assumed to be related to spawning biomass or assumed to remain at recent low levels. The authors point out that properly integrating a new growth curve into the assessment process requires a reconsideration of the proper specification of the F-ratios, age of maturity, age ranges for indices of abundance, and the natural mortality rate.

An oral presentation of updated results from the MAST model was made during the 2010 assessment meeting. The results reaffirmed previous conclusions that the state of the population in the western Atlantic is sensitive to mixing, and that the fishery in the eastern Atlantic potentially has an important impact on the western Atlantic. The Group was reminded that analyses of mixing conducted by the SCRS suggested that the available information on the proportion of the catch coming from the eastern or western stocks (as inferred from otolith micro-constituent analyses) and conventional tagging data can lead to very different perceptions of the degree of overlap of each population. However, it should be kept in mind that both data sets are incomplete in the sense that they are not necessarily representative of the overall population. Accordingly, the Group believes that the

analyses of mixing have not yet reached the stage where they are reliable enough to be used as the basis for the advice called for in the Commission's rebuilding plans for the eastern and western Atlantic bluefin tuna. However, progress is being made in terms the information that is available about mixing and models that are flexible enough to utilize diverse types of data (conventional tagging, electronic tagging, otolith micro-chemistry and genetics).

4.2.1 ADAPT-VPA applied to the West Atlantic

Tuned virtual population analyses (VPA) were conducted using the VPA-2BOX software featured in the ICCAT Software Catalog. The parameter and data specifications used in the 2010 VPA assessments were generally similar to those used in the 2008 base-case assessment, but there are a number of important departures (most notably the use of a new growth curve to convert size to age and increasing the age of the plus group to 16). This section provides the details of these specifications. The reader may also refer to **Table 4** for a summary of the available indices of abundance, **Table 6** for a summary of which indices were used in each run, and **Table 7** for a summary of the parameter specifications for the various model runs.

It should be noted at the outset that one of the most influential changes since the 2008 assessment has been the use of a new growth curve (Restrepo *et al.* 2011) to convert the catch at size (CAS) to catch at age (CAA). This curve assigns fish above 120 cm to older ages than did the previous growth curve (Turner and Restrepo 1994). Conversely, it assigns fish smaller than 60 cm to somewhat younger ages. For convenience of notation, the Turner and Restrepo (1994) growth curve will hereafter be referred to as the "1994 growth curve" and the corresponding CAA matrix as "CAA1994". Likewise, the new Restrepo *et al.* (2011) growth curve will be referred to as the 2009 growth curve and the corresponding CAA matrix as "CAA2009."

General specifications

The oldest age class represents a plus group (e.g. ages *A* and older) and the fishing mortality rate on that age is specified as the product of the fishing mortality rate on the next younger age (F_{A-1}) and an estimated 'F-ratio' parameter that represents the ratio of F_A to F_{A-1} . For the 2008 base model, the F-ratio was pre-specified at 1.0 for the period 1970-1973, estimated by a single parameter for the period 1974-1981 then estimated using a second parameter during the most recent period (1982-2007) subject to a penalty term included in the likelihood function:

$$-\ell \operatorname{n} L = \frac{\left(\ell \operatorname{n} \tilde{r}_{y} - \ell \operatorname{n} \hat{r}_{y}\right)^{2}}{2(\sigma_{r})^{2}}$$

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

The fishing mortality rates for each age in the last year of the VPA (except the oldest age) were estimated as free parameters, but subject to a constraint restricting the amount of change in the vulnerability pattern during the most recent three years with a standard deviation of 0.5 (see SCRS/2008/089 for more details).

The indices of abundance were fitted assuming a lognormal error structure and equal weighting (i.e., the coefficient of variation was represented by a single estimated parameter for all years and indices). The catchability (scaling) coefficients for each index were assumed constant over the duration of that index and estimated by the corresponding concentrated likelihood formula.

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

The maturity vector used in past assessments assumed ages 1-7 were immature and ages 8 and older were fully mature. The Group observed that the original specification of age 8 and older was based on the 1994 growth curve and that fish of the same size would be classified at age 9 with the 2009 growth curve. Accordingly, for runs using CAA2009, the Group used a new maturity vector with 100% maturity starting at age 9. However, as noted in Section 3.1, there is considerable uncertainty about the maturation of western bluefin tuna. For this reason the group decided to examine the sensitivity of the perception of stock status in the base case run to two alternative maturity schedules, one with earlier maturation (33% at age 4, 66% at age 5, and 100% thereafter) and one with later maturation (0% at age 8, increasing logistically to 100% at age 16). The details of the analyses upon which the early and late maturation oogives are based are described in the caption to **Figure 18**. The Group

agreed that there was not a strong basis for either oogive, but that they provided reasonable bounds on the range of possibilities.

Detailed specifications for the 2010 base case and alternative runs

This section details all the model settings examined during the assessment follows. Note that Run 3d (below) was determined to be the most appropriate formulation and selected as the base case because it used what were deemed to be the most reliable partial catch data (for estimating the selectivity of the indices of abundance), the CAA derived using the new 2009 growth curve, and a larger plus-group (avoiding apparent mis-specification of the F-ratios, see **Appendix 1**).

- Continuity Run 0: To facilitate comparison of the 2010 assessment results to the 2008 assessment, a run was specified which used the same model specifications as selected in 2008 and essentially the same data updated through 2009 (except as noted otherwise in Sections 2 and 3). The ICCAT program for cohort slicing (AGEIT-R) was used with the 1994 growth curve to convert the 2010 CAS into the CAA.
- Run 1: This run used the same indices and model specifications as the continuity run, but applied the 2009 growth curve to convert CAS to CAA. As recommended in SCRS/2010/114, the plus-group was increased to age 12 in order to maintain consistency with the logic used to define the original F-ratio specifications (fish of size attributable to age 10+ under the 1994 growth curve are attributed to age 12+ with the 2009 growth curve). The age at 100% maturity was also increased from age 8 to 9 to reflect the change in growth rate.
- Run 1a,b: These two runs were identical to run 1, but estimated the F-ratio parameters. Run 1a estimated the F-ratio for two time periods (1974-1981, 1982-2009) and Run 1b estimated the F-ratios for every year as a random walk with a standard deviation of 0.5.
- Run 1c,d,e,f: The group explored the sensitivity of run 1 to changes in the way the selectivities of several indices were estimated handled. Run 1c included the index value for 2009 from the standardized Japanese longline series for area 2 (which was not used in the other runs because of the low number of sets in that year). Run 1d estimated the selectivities for the U.S. rod and reel indices from index-specific partial catches (see discussion in **Appendix 2**). Run 1e used the same partial catch at age for the larval index as was used for the U.S. GOM LL fleet (reasoning that the two indices represent the same region in the Gulf of Mexico, see **Appendix 2**). Run 1f estimated the selectivity of the Japanese longline fleet operating in the Gulf of Mexico from the observed partial catch at age for that fleet (see **Appendix 2**). The results from all of these runs were very similar to Run 1. The Group was satisfied that the alternative methods for estimating selectivity were appropriate and had little influence on the results.
- Run 2: This run was similar to Run 1, but set the plus-group at age 20 and fixed the F-ratios to a value of 1.0. Inasmuch as 19 and 20 year old fish are both fully mature and of similar size, there is no reason to expect the fishing mortality rates on hose two age classes to differ.
- Run 3: This run was similar to Run 1d and 1f in that it used the alternative partial catches at age, but set the plus-group at age 16 based on the result of an analysis similar to that of SCRS/2010/114 (see appendix i1) and fixed the F-ratios to a value of 1.0 (again, there was little reason to expect the fishing mortality rates ages 15 and 16 to differ as the majority of both ages are likely to be mature and of similar size). This run also differed from previous runs in that the selectivities for the Canada GSL index were estimated from the size composition of that index (ages 13 and older). Previously the selectivity of the Canada GSL index was adjusted as described in section 3.2.2.
- Runs 3a,b,c: These runs were set up like run 3, but employed various way of estimating the F-ratio. These runs did not result in a significant improvement to the fit of the indices and were deemed to be less parsimonious according to the AIC criteria (that is, the estimated F-ratios were not significantly different from 1 and did not justify the estimation of additional parameters).
- **Base case**, Run 3d: This was like run 3 except for changes in the partial catches at age used to estimate the selectivity for the U.S. Gulf of Mexico fishery and the larval surveys. Partial catches specific to the U.S. longline Gulf of Mexico index were developed and applied to the U.S. longline Gulf of Mexico index (in previous runs, and in 2008, the partial catches from the entire U.S. longline fleet were applied to the U.S. Gulf of Mexico longline index). The age range of the partial catches was restricted to ages 9 and

older to represent the predominant age range of fish caught in the Gulf of Mexico. The partial catches from the Japanese longline (1975-1981) and U.S. longline (2004-2009) fisheries in the Gulf of Mexico were applied to the larval index; the assumption being that all three indices represent the same fish. This run was accepted as the base case by the Group.

- Run 3e: This run explored the sensitivity of the base case to the assumed natural mortality value. The assumed natural mortality vector from the eastern VPA, which specifies age-specific natural mortality rates, was used in the western VPA.
- Run 3f,g: These runs explored the sensitivity of the base case to the assumed maturity schedule. Run 3f used the early maturation schedule (based on sparse macroscopic inspections reported in Mather *et al.* 1995) with the age of 100% maturity at age 6. Run 3g used the late maturation schedule (developed by synthesizing maturity estimates derived from the size composition of longline catches in the Gulf of Mexico, see **Figure 18**), with the age of 100% maturity at age 16. In both cases, the maturity schedule is not used in the model fitting process. Therefore, parameter estimates from these two runs were identical to the parameter estimates from base case. Only the spawning biomass values produced by the VPA differ between runs 3f, 3g, and the base case.
- Run 4: This run examined the effect of extending the time series to 1960. The other models begin in 1970. Two historical indices of Japanese longline catches were developed at the 2008 assessment meeting and used in this sensitivity run. The first off Florida (USA) and another from the subtropical area off Brazil (see **Table 11**). The selectivity-at-age of these indices was fixed at 1.0 for ages 9 and older.
- Sensitivity of base case to removal of various indices (Jack-knife sensitivity analysis): The influence of the various indices of abundance on the base case model results was examined by removing one index at a time, running the VPA with the same model specifications, and comparing various reference statistics.

5. Stock status results

5.1 Stock status – East

5.1.1 VPA results

In general, the fits to the available CPUE indices continue to be poor (similar as past assessments), with heavy temporal trends in the residuals for most of the CPUE indices. The residual patterns remain relatively constant over all the different runs (**Figure 19**). Such a poor fit is not surprising regarding the poor quality of the Catchat-age matrix (see previous section) and uncertainties about total catch in recent years and CPUE indices.

The Group also inspected the results of the different runs in terms of time series of abundance and fishing mortality. In general, the different runs lead to different perception of the stock reflecting high sensitivity to the technical assumptions (i.e. assumptions about the F-ratios, terminal ages, recruitment and vulnerability penalties, Plus-group) and the choice of the CPUE values. In most of the runs, great uncertainties have been detected in VPA estimates for terminal F for the youngest ages (i.e. 1 to 5) which can, in some cases, reach unrealistic values (i.e. $F > 2 \text{ yr}^{-1}$). This high uncertainty is likely to come from the changes in the fisheries due to the new minimum size regulations that have induced very low catch at ages 1 to 3 in the most recent years and potential bias the CPUE series of the fleets targeting these ages. For the moment, there is not enough contrast in the data, but longer time series should help.

Retrospective patterns were generally unsatisfactory for the first 12 runs, but those of runs 13 and 15 were more satisfactory (**Figures 20** and **21**). As for the other runs, the highest uncertainties are observed on terminal estimates of fishing mortality at ages 2-5 and on the recruitment (especially for run 13) while these on F 10+ and SSB are somewhat satisfactory for both runs. Runs 13 and 15 can further be considered as continuity runs of the 2008 base case run because the technical specifications are very close. Therefore, these two runs were kept as the final runs. Runs 13 and 15 displayed comparable outputs and similar general trends in both F and N (**Figures 22**). Recruitment at the start of the time series varied between 2 and 3 million fish, dropped to around 1 million fish during the 1960s, followed by a steady increase towards maximum values in the 1990s and early 2000's while recruits dropped steeply in the last years. However, the recent levels are known to be less reliable because of the lack of data to estimate them. Note also that a potential strong decline in the recruitment in the most recent

years is not in agreement from scientific information from aerial surveys carried out in the Mediterranean Sea (Bonhommeau, *et al.* 2010).

Final spawning biomass estimates differed slightly between the two runs. The spawning biomass peaked over 300000 tonnes in the late 1950s and early 1970s, followed by a decline. Under run 13, the biomass continued to slightly decline to about 150,000 tonnes, while under run 15 biomass slightly increased during the late 2000s to about 200,000 tonnes. Considering both runs 13 and 15, the analyses indicated that recent (2007-2009) SSB is about 57% of the highest estimated SSB levels (1957-1959).

The pattern of fishing mortality for ages 2-5 under the different runs suggest an increase all along the time series, followed by a drop in the early 2000s. As noted above, estimates of F2-5 in the last years were highly sensitive to the alternative technical specifications. The fishing mortality for large bluefin tuna (F10+) display a U-shape pattern, the initial decline corresponding to the decline of the Norwegian purse seine fishery in the early 1960s, and the latter increase due to the development of the Mediterranean purse seine fisheries since the mid 1980s. Highest F10+ over the whole series took place in the mid-1990s and early 2000s to reach high values (about 3 times M at these ages) as noted in previous assessments. The runs also estimated a rapid decrease in F10+ over the last two years that need. Although this strong decline is confirmed by all runs and the retrospective analyses, such a result needs to be validated by future analyses because of the uncertainties on final estimates. It is finally worth noting that these F10+ patterns were similar to the trends estimated by the year class curve analysis (see below).

The Group also investigated runs with a larger Plus-group, mostly to avoid the uncertainties related to a large Plus Group (as the 10 + group). The results of the two runs (i.e., runs 17 and 18, considering a 16+ plus group with F-ratios=1) were very close (**Figure 23**). The retrospective patterns of these runs were not significantly better than for previous runs (**Figures 24** to **25**). The most striking outputs are the differences in SSB trends and absolute values between these two runs and the previous ones. Runs 17 and 18 showed a peak value above 170,000 tonnes in 1952 followed by a drop to less than 100,000 tonnes by the early 1960s. Biomass showed little variation during the following two decades and increased to 150,000 t by 1993, followed by a decrease in the last years. Run 17 showed a more pronounced decline in SSB (80,000 tonnes in 2009) than run 18 (over 100,000 t). The spawning stock biomass over the last 5 years of the time series was between 47% (run 13) and 63% (run 18) relative to the highest SSB value in the time series, and between 55% (run13) and 70% (run 15) relative to the biomass of the first 5 years of the time series.

These runs have been further investigated using an inflated CAA in the same way as done in the 2008 assessment (i.e., catch raised to 50,000 tonnes from 1998 to 2006 and to 61,000 tonnes in 2007). The results of runs 13 and 15 are similar as those of the reported catch, except for the SSB (**Figure 26**). In the reported runs, the SSB trend over the last 30 years display mostly a steady decline (except in the last year for run 15) while the inflated catch scenario display a plateau for 20 years followed by a steep decline in the last years (a pattern already noted on the 2008 assessment results). Note, however, that the same is approximately at the level in 2009 in the reported and inflated catch scenarios. Same kind of conclusions may be reached on runs 17 and 18 with inflated catch, although larger differences may be seen among the SSB series in the latter period (**Figure 27**). The retrospective patterns of the runs performed on inflated catches confirm the high uncertainties on terminal F at ages 2-5 and on the recruitment and were less satisfactory than the same runs performed on reported catch (**Figure 28** to **Figure 31**).

Performing the confidence intervals estimated from the bootstraps of run 13 and 15 confirm the high variability in the terminal F estimates for ages 2 to 5 (especially for run 13) and secondarily in the SSB estimates.

Estimates of current stock status relative to MSY benchmarks lead to the conclusion that F_{2009} still remains largely above the reference target $F_{0.1}$, as $F_{2009}/F_{0.1}$ is about 2.9 for both runs 13 and 15 combined. SSB is about 35% (from 19% to 51% depending on the recruitment levels) of the biomass that is expected under a MSY strategy (**Figure 32**). Ratios of F_{2009} , against F_{MAX} were also calculated for comparison purposes, as F_{MAX} was the reference point used in the past. F_{2009}/F_{MAX} is about 1.5 for both runs 13 and 15 combined while F_{2007}/F_{MAX} was estimated greater than 3 during the 2008 assessment. The recent decline in Fs leads to an improved perception of the stock status relative to the benchmarks in comparison to previous assessment. However, these values remain too high and recent SSB too low to be consistent with the Convention Objectives.

5.1.2 The year-class curve analysis

The detailed fits to the 1949 to 1990 East Atlantic and Mediterranean bluefin cohorts caught between 1960 and 2009 are in most cases very satisfactory (**Figure 33**). The changes in F (as estimated as Z - 0.1) through time display a similar trend as the F8+ from the VPA and are in agreement with expert knowledge (**Figure 34**), i.e. relatively high F on the bluefin cohorts born in the early 1950s (mostly exploited in the late 1950s and early 1960s), steep decline in F on the cohorts born in the late 1950s, relatively low to medium F on the cohorts born in the 1960s and 1970s (mostly exploited in the 1970s and 1980s), a steep increase in the F on the cohorts born in the 1980s (mostly exploited during the 1990s) to reach the maximum of the whole series on the 1986-1990 cohorts (mostly exploited in the late 1990s and early 2000s). There is a slight decline in F in the most recent cohorts that could reflect the recent changes in management regulations, but because year-class curve analysis mostly reflects exploitation that took place back in time (on cohorts born in the early 1990s), this method cannot track most recent changes in exploitation. It is, however, a useful method to crosscheck trends in historical Fs as estimated through the VPA and the above results are rather consistent with F 10+ estimates from the VPA.

5.1.3 The Statistical Catch Analysis (ASAP)

The fit to the indices (**Figures 35** to **38**) are reasonable except for JLL North, where the fit is poor. The fit to the BB2 suggests that this index was providing useful information on relative year class size. The spawning stock biomass trends (**Figure 39**) is less steep than in the VPA assessment and the absolute scale is about twice that in the VPA assessment. This difference could be due to ASAP using a plus group at age 25 compared with age 10 in the VPA assessment and/or to F-rations specifications in the VPA.

As in the VPA assessment recent year classes (**Figure 40**) are likely to be underestimated because of the stricter enforcement of the regulations since 2008. Contrary to VPA, the retrospective analysis indicates that biomass in the early years is more variable than those in recent years (**Figure 41**). There does not appear to be a pathological retrospective bias with estimates of SSB in recent years.

The results reported above were from a run with Spanish bait boats ages 2 to 4 from 1975 to 2009. These were not used in the VPA assessment because of changes in management and in the fishery made the 2008-2009 CPUE values not comparable with the previous values in the time series. In order to evaluate the effect of those points on the ASAP results, ASAP was re-run excluding 2008-2009 values for those three indices. SSB and recruits time series from ASAP runs with and without those indices are shown in the **Figure 42**.

The ASAP formulation and results reported above have not been deeply scrutinized by the Group. They are presented for illustrative purposes with the intention that ASAP could become a standard assessment tool used in future Atlantic bluefin tuna stock assessments.

5.1.4 The Biomass Dynamic Model

Using an uniform prior on log(K), inference was unable to give precise distribution of K, MSY and B_{MSY} . With more informative priors on r and K, MCMC chains do not achieve stationary distribution if the inflated catch scenario is considered. When using the reported catch, Schaefer model cannot fit either. Considering the generalised biomass production model, the CPUE predicted by the model are quite satisfactory (**Figure 43**). The fit seems better on traps CPUE index, than on Japanese longline index. Indeed, the model is unable to account for the depletion observed in longline index (1975-1982). The estimates of biomass were above 200,000 tons for most years and a biomass around 250,000 tons in 2009. Fishing mortality is estimated to be above 0.2 from 1991 to 1999 and bellow for the rest of the period (**Figure 44**).

We noticed here a problem of inconsistency the model and the data, as the CPUE, and moreover CPUE expressed in biomass, did not display an informative signal of the expected decreasing biomass while catch levels steadily increase. Biomass dynamic model can handle with neither reported catch nor inflated catch regarding both the information given *a priori* on demographic parameters and the informative signal in CPUE. Complex dynamics of the stock can be responsible for that (long lived species, sub-units within the East stock), but uncertainties in both catch and CPUE are probably of chief importance. It also should be noted that this approach, as VPA, is probably limited by the lack of CPUE series from the main gear, i.e., the Mediterranean purse seine fleet which is responsible for more than 50% of the catch in East Atlantic and Mediterranean.

5.1.5 The Catch Survey Analysis (CSA)

The Spanish baitboat CPUE at age 2 was used as the pre-recruit index, and the sum of the CPUE's at age 3, 4 and 5+ was used as the post-recruit index. Initial runs used the indices in their original scale with the relative selectivity of pre-recruits set to 1. This resulted in serious lack of fits, with pre-recruits being underestimated (**Figure 45** left panel) and post-recruits (**Figure 45** right panel) overestimated.

Scaling each index to its own average provided considerably improved fits for both (pre-recruits (**Figure 46** left panel) and post-recruits (**Figure 46** right panel). This set up provided absolute estimates of biomass that were not unrealistic, but, as expected, the fluctuations were much larger than expected. The group concluded that this was because the indices of abundance used are unlikely to be representative of changes in the whole stock. The group further concluded that until reliable indices of abundance for pre – recruits and for post-recruits for the whole stock were available, the CSA route was unlikely to be useful.

5.2 Stock status – West

This Section summarizes the results from the VPA analyses explained in Section 4.2. The inputs and output files of the VPA-2BOX software for the base VPA model are included as **Appendix 3**. The output reports contain a complete description of the VPA results, including the matrix of estimated fishing mortality rates, abundance at age, stock biomass, recruitment, fits to indices, estimated index selectivities, F-ratios and terminal Fs-at-age.

Diagnostics

Fits to the indices of abundance for the 2010 base model (16+ plus-group, CAA2009) are compared to those of the continuity run (10+, CAA1994) in **Figure 47**. The fits to most of the indices were similar, but were noticeably different for the Canadian GSL, US RR < 145 cm, US RR 66-114 cm, and US RR 115-144 cm indices. These differences appear to be attributable to the use of the revised catch at age (CAA2009). In particular, the strong 2003 year class tracked by the US RR indices is more evident in CAA2009 than in CAA1994.

The fits to indices from the 'jack-knife' sensitivity analyses (where one index was excluded at a time) were also similar to those of the base case, even when the most influential indices (Canadian GSL or US RR > 177 cm) were removed (**Figure 48**). Fits the indices for large fish generally showed a slightly greater increase in recent years when the US RR > 177 cm was dropped because it is the only index suggesting a recent decline in the number of large fish. The changes in the fits to the indices for large fish were less obvious when the Canada GSL index was dropped, but the predicted values did show less of a recent increase. The differences in model fits were almost imperceptible for most of the other sensitivity runs based on CAA2009 and are therefore not shown in detail.

Histograms of the bootstrap estimates of 2009 stock status from the VPA base model run were constructed to examine the bias and normality of the distribution. Stock status was determined using both F_{MSY} and $F_{0.1}$ reference points. In each case, there is no evidence of a strong bias in the results (**Figure 49**).

A retrospective analysis was conducted by sequentially removing inputs of catch and abundance indices in annual increments from the 2010 base case model, back to 2004. **Figure 50** shows the trends of spawning biomass and age 1 recruits for the base case. The estimated SSB is not sensitive to the retrospective removal of data. The estimated recruitment is sensitive to the retrospective removal of data, but this variability in recruitment shows no consistent pattern and therefore like represents imprecision rather than a consistent bias. The retrospective results also show some variability in fishing mortality estimates for ages 5 through 8 (**Figure 51**) and in abundance estimates for ages 1 and 8 (**Figure 52**), but again without consistent trends.

Comparison of 2008 and 2010 VPA base model results

The base-case assessment is consistent with previous analyses in that spawning stock biomass (SSB) declined steadily between the early 1970s and early 1990s. Since then, SSB is estimated to have fluctuated between 21% and 28% of the 1970 level (**Figure 53**), but with a gradual increase in recent years from the low of 21% in 2003 to 29% in 2009. The stock has experienced different levels of fishing mortality (F) over time, depending on the size of fish targeted by various fleets. Fishing mortality on spawners (ages 9 and older) declined markedly after 2003. The estimates of recruitment (age 1) are very high for the early 1970s, but are much lower for the years since with the exception of a strong year-class in 2003.

The results from the 2010 base VPA model are compared to the 2008 base model (Anon. 2008) and corresponding 2010 continuity run in **Figure 54**. The trends in spawning stock biomass (SSB) and recruitment (Age 1) are similar, except that the base model estimates somewhat less of an overall decline in SSB and a larger 2003 year class. The magnitude of the spawning biomass is generally greater with the base model, reflecting the increase in the proportion of older fish in the CAA2009 relative to CAA1994 (with the corresponding implication of a lower fishing mortality rate on older fish). Trends in annual F-ratio differ between the 2010 and 2008 base models, because the 2008 base model used an age 10 plus group with estimated F-ratios whereas the 2010 base model increased the plus group to age 16 and fixed the F-ratios to 1 (see **Appendix 4**).

Sensitivity Runs

The results of the "jack-knife" sensitivity analysis, in which indices were removed from the base model one at a time, are summarized in **Table 8** and **Figure 55**. The Canadian GSL and US RR > 177 cm indices were clearly the most influential of the indices; the Canadian GSL index indicating a recent dramatic increase in the abundance of very large fish and the US RR > 177 cm index showing, in constast, recent declines. Not surprisingly, the level of SSB decreases relative to the base model when the Canadian GSL index is removed and increases when the US RR > 177 cm index is removed.

Comparisons between the 2010 base and the various other sensitivity runs discussed in section 4.2 are summarized in **Figure 56**. The recruitment estimates are also nearly identical for all model runs except run 3e, which uses the M vector from the eastern stock. In that case, the higher natural mortality rates assumed for young fish translates into higher estimates of recruitment; however the spawning biomass estimates are nearly identical to the base case. Also of interest is the observation that the recruitment levels estimated for 1960s in run 4 are comparable to those from the 1970s. While the sparse size information prior to 1970 precludes placing much confidence in the VPA estimates for the 1960s, the results are consistent with the hypothesis that higher recruitments might be observed if spawning biomass were allowed to increase to the level of the early 1970s.

The SSB trends are also rather similar between the model runs, particularly when the series are expressed relative to the 1970 value (i.e., scaled to a value of 1.0 for 1970). Run 3b (like base, but with random walk F-ratio) stands out in predicting higher absolute values and a somewhat sharper decline then the others, but this model did not improve the fit to the indices despite having more parameters and was therefore rejected in favor of the more parsimonious base model. Two other runs that stand out are 3f and 3g, which compute spawning biomass from the base model using the early maturation (fully mature at age 6) and late maturation (fully mature at 16) schedules, respectively. Use of the early maturation schedule results in more fish being classified as spawners and therefore a higher spawning biomass than the base assumption (9+), but the overall trend is similar. Conversely, the late maturity schedule counts fewer fish as spawners and therefore a lower spawning biomass. Perhaps more importantly, the trend in SSB with the late maturity schedule indicates a proportionately greater decline, which could affect management benchmarks. This supports the earlier recommendation that more research is needed to establish the maturity (and fecundity) of western bluefin tuna.

Stocks status

A key factor in determining stock status is the estimation of the MSY-related benchmarks against which the current condition of the stock will be measured. These benchmarks depend to a large extent on the relationship between spawning biomass and recruitment. This year, the Group reexamined the two alternative spawner-recruit hypotheses explored in several prior assessments: the two-line (low recruitment scenario) and the Beverton and Holt spawner-recruit formulation (high recruitment scenario). The two-line model assumes recruitment increases linearly with SSB from zero with no spawners to a maximum value (R_{MAX}) when SSB reaches a certain threshold. Here the SSB threshold (hinge) was set at the average SSB during 1990-1995 (the period with the lowest estimated SSB), and R_{MAX} was calculated as the geometric mean recruitment during 1976-2006 (the recruitment estimates for the last three years were deemed unreliable). The Beverton and Holt function was fit to the SSB and recruitment estimates corresponding to the period 1971-2006. The two curves are shown in **Figure 57**. Due to uncertainty in the estimation of the spawner-recruit relationship, the Group decided to also present alternative benchmarks using $F_{0.1}$ as a proxy for F_{MSY} .

Stock status was determined under the two-line and Beverton-Holt scenarios for the base model from 1970 to current (**Figure 58**). The results under the two-line (low recruitment) scenario suggest that the stock has been above convention objectives since 1970 and that fishing mortality rates have been below convention objectives since 1983. The results under the Beverton-Holt (high recruitment) scenario suggest that the stock has been below convention objectives since 1970 and the fishing mortality rates have been above convention objectives.

except for the years 1985, 1986, and 2007 to 2009. It is important to note that the median value of $F_{current}$ (geometric mean F for 2007-2009, represented by the filled circle in the figure) is above convention objectives.

The estimated status of the stock in 2009 is summarized for the two recruitment levels in **Figures 58** and **59**. **Figure 59** shows the results for the base case and the jack-knife analysis runs excluding the Canadian GSL and US RR > 177 cm indices. The two jack-knife runs were included because their divergence from the base model helps to bracket the uncertainty in SSB and fishing mortality. With the two-line model, recent F (geometric mean from 2007-2009) is 30% to 40% below F_{MSY} and 20% to 30% above $F_{0.1}$. Spawning stock biomass is 20% to 60% above SSB_{MSY} and 10% to 30% below SSB $F_{0.1}$. With the Beverton and Holt model, recent F is 40% to 90% above F_{MSY} and 20% to 30% above $F_{0.1}$. Spawning stock biomass is 60% to 80% below SSB_{MSY} and 50% to 60% below SSB $F_{0.1}$. The estimated median trajectories of stock status since 1970 are shown in **Figure 58** for the two-line and Beverton and Holt models.

The conclusions of this assessment do not capture the full degree of uncertainty in the assessments and projections. An important factor contributing to uncertainty is mixing between fish of eastern and western origin. Limited analyses were conducted of the two stocks with mixing in 2008, but little new information was available in 2010. Based on earlier work, the estimates of stock status can be expected to vary considerably depending on the type of data used to estimate mixing (conventional tagging or isotope signature samples) and modeling assumptions made. More research needs to be done before mixing models can be used operationally for management advice. Another important source of uncertainty is recruitment, both in terms of recent levels (which are estimated with low precision in the assessment), and potential future levels (the "low" vs "high" recruitment hypotheses which affect management benchmarks). Improved knowledge of maturity at age will also affect the perception of changes in stock size. Finally, the lack of representative samples of otoliths requires determining the catch at age from length samples, which is imprecise for larger bluefin tuna.

6. Projections

6.1 Projections EBFT

6.1.1 Specifications

Projections were carried out using Pro2Box based upon the VPA estimates for runs 13 and 15 (see above), with reported and inflated catches and perfect and imperfect (20% error) implementation of Rec.[09.06]. Runs 17 and 18 were not considered for the projections since the fits to the data were poorer and the trends in both N and F were considerably different to scenarios considered in past assessments.

When projecting into the future it is necessary to specify, biological parameters, selection pattern (including any modifications due to technical measures that may be implemented), recruitment, and any modifications that may be made to circumvent the poorly estimated numbers-at-age for recent year classes from the VPA. Since for the most recent year-classes in VPA numbers-at-age are poorly estimated, especially for the younger ages (see previous section), the first three ages in the initial population vector (i.e. for 2009) were replaced assuming the same level of future recruitment adjusted for the observed catches and assumed Ms for those year-classes. This results in changes to both the terminal population vector in 2009 (i.e. the first projection year) and the fishing mortality-at-age for the replaced year-classes.

Two hypotheses about the selectivity pattern in the projection period was evaluated, i.e. either perfect or imperfect implementation of Rec [08-05]. Perfect implementation was modeled by assuming the selectivity pattern that corresponds to the intended management measures, while imperfect implementation was modeling by taking the selectivity pattern derived from geometric mean of the 2007-2009 fishing mortality-at-age from the VPA after adjustment (**Table 9**).

Biological parameters were based upon the historical VPA values, i.e. natural mortality and proportion matureat-age varied by age but were time invariant, while weights-at-age in the projections (waa2.txt) were derived from the average weights-at-age for ages 1 to 9 and the growth curve for the plus group (which allows to reflect potential changes in the mean of weight of the Plus-Group according to changes in the age composition due to the rebuilding/decline of the SSB).

Three scenarios were evaluated for future recruitment, based on low, medium and high historic levels, corresponding to the periods (1970-1980, 1955-2006 and 1990-2000 years, respectively). The projection

scenarios (**Table 10**) therefore comprised: (i) VPA run; (ii) assumed historical catch; (iii) recruitment level; and (iv) implementation error. These were run for quotas from 0 to 20,000 tonnes in steps of 2000 t, including the current TAC of 13,500 tonnes.

6.1.2 Results

In total, 24 scenarios for the projections have investigated, i.e. 2 runs (13 and 15) * 2 historical catch (reported and inflated) * 3 recruitment levels (low, medium and high) * 2 implementations (perfect, imperfect). The resulted time series of SSB/SSB_{F0.1} are presented in **Figures 60** and **61**, where columns correspond to the various TAC levels and rows to the run numbers and historical catch while recruitment levels and implementation success of technical measures correspond to different colours and line types, respectively. Assuming high recruitment means that the SSB target SSB_{F0.1} (i.e. the equilibrium SSB resulting in fishing at $F_{0.1}$) is also higher. Therefore the historically the stock appears more depleted, however due to the higher level of recruitment the stock will recover more rapidly and to a higher level. For TAC = 0 to 12,000 t, all the stochastic runs led to a SSB in 2022 being equal or greater than SSB_{F0.1}. For TAC = 14,000 t, the results depend on the run types (run 13 displaying lower rebuilding than run 15) while for a TAC=20,000 t, the results are even more contrasted and further depend on the historical catch and recruitment levels (inflated catch and low recruitment scenarios leading to lower rebuilding). In general, the implementation success does not impact much the results because the 2008-2009 selectivity pattern was not that different from the expected one under Rec. 08.05.

The Kobe phase plots are presented in **Figure 62** for the period 2009 to 2023 (again columns correspond to TAC levels and rows to run number and historical catch while recruitment levels and implementation success are displayed by different colours/line types). The lines are the medians of $F/F_{0.1}$ and $SSB/SSB_{F0.1}$ and correspond to the assumed recruitment level and success of technical measures. The stock recovers over the projection period, since the trajectories move from the red to the green quadrant, but the end points are not always in the green zones by 2022, especially with TAC greater than 14,000 t.

Probabilities of being in the different coloured quadrants of the Kobe plot are presented in **Figure 63**, for the period 2009 to 2023 (same presentation). The general interpretation is similar as **Figure 62** and the probability of being in the green quadrant increases with time.

The Kobe matrix is presented graphically in **Figure 64** and in tabular format in **Table 11**. The rebuilding BFTE at $SSB_{F0.1}$ with a probability of at least 60% would occur by 2018 with a TAC = 0 t, by 2022 with the current TAC (i.e. 13500 t). However, this 60% probability level is unlikely to be attained by the end of 2022 with a TAC greater than 14,000 t.

6.2 Projections WBFT

6.2.1 Methods

As in 2008, the Group considered the two recruitment scenarios discussed in Section 5.2: a low recruitment scenario (two-line model) that assumes average recruitment cannot reach the high levels from the early 1970s (ostensibly owing to some unknown change in the environment) and a high recruitment scenario that assumes the number of recruits is a Beverton and Holt function of the spawning biomass in the previous year. The Group agreed that it had no strong evidence to favor one scenario over the other and noted that they provide reasonable (but not extreme) lower and upper bounds on rebuilding potential.

The projections for the western stock were based on the bootstrap replicates of the fishing mortality-at-age and numbers-at-age matrices produced by the VPA-2BOX software. The Group agreed that projections and benchmarks should be computed for the Beverton and Holt (high) and two-line scenarios (low) to account for the uncertainty regarding the true form of the stock-recruitment relationship, consistent with the approach used during the 2008 assessment (see **Figure 57**). 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 1990-95 (the period that includes the lowest estimates of spawning biomass). The constant level of recruitment is defined as the geometric mean recruitment over the years 1976-2006, a period over which recruitment was relatively constant. As in 2008, the standard deviation of recruitment variability, σ_R , for each bootstrap replicate was set equal to the maximum likelihood estimate (~0.43).

The Beverton-Holt stock-recruitment relationship was fitted to the estimates of spawning stock size and recruitment for the 1970-2005 year-classes¹ by means of maximum likelihood (lognormal error). The Group agreed to set the extent of recruitment variability, σ_R , for each bootstrap replicate equal to the maximum likelihood estimate (~0.43). As in 2008, future recruitment was allowed to deviate from its expectation as a first-order multiplicative (lognormal) auto-correlated process Generally the lognormal structure is preferred because it does not admit negative recruitments and because it allows the variance in recruitment to increase with its expectation. The autocorrelation parameter (ρ) was estimated to be equal to 0.52 for the VPA base case.

The recruitment estimates from the VPA for 2007-2009 were replaced with values generated from the fitted stock-recruitment relationship underlying the projection (for both low and high recruitment scenarios). Numbersand fishing mortality-at-age for ages 1-3 at the start of 2007 were therefore re-calculated by projecting these generated recruitments forward under the known catches-at-age. The projected partial recruitment (which combines the effects of gear selectivity and availability of fish by age) was calculated from the geometric mean values of fishing mortality-at-age for the years 2006-2008 (rescaled to a maximum of 1.0).

The average age of the plus-group at the start of the projections was computed from the observed average weight of the plus group in the last year of the VPA by inverting the growth curve. The average age of the plus-group was then updated in subsequent years of the projection and the weight of the plus group computed from the updated average age by use of the growth curve (as done in 2008). In this way the average weight of the plus group is allowed in increase with reductions in the fishing mortality rate.

The projected catch for 2010 was assumed to be equal 1,800 t [Rec. 08-04]. For years beyond 2010, projections were continued using various levels of constant catch with the restriction that the fully-selected F was constrained not to exceed 2 yr⁻¹.

Medium-term projections were conducted to cover the time of the rebuilding plan (2019). Projected spawning stock size was expressed relative to the spawning stock size associated with MSY and $F_{0.1}$ (i.e., B_{MSY} , $B_{0.1}$) for the appropriate recruitment scenario. B_{MSY} was used as a reference level for rebuilding because it is the target of the current rebuilding program.

6.2.2 Results

The Group noted that the recruitment expected when spawning biomass reached B_{MSY} was much lower with the two-line scenario (85,000) than with the Beverton-Holt scenario (270,000), with a correspondingly lower estimates of MSY and B_{MSY} . However, the two-line and Beverton-Holt scenarios predicts nearly identical levels when spawning stock sizes are low (i.e., between 5,000 and 12,500 t).

Projections of SSB from the base VPA were made through 2019 under constant catches of 0 t, 250 t, 500 t, 750 t, 1000 t, 1250 t, 1500 t, 1750 t, 2000 t, 2250 t, 2500 t, 2750 t, 3000 t, 3250 t, and 3500 t. The associated benchmarks for the base case are given in **Table 12**. The results with the low recruitment scenario (**Figure 65**) indicate there is better than a 50% chance that the stock is currently at or above the convention objective (SSB_{MSY} = 12,250 t). A total catch less than 2,500 t is predicted to have at least a 50% chance of maintaining the convention objectives of preventing overfishing and maintaining the stock at MSY levels through 2019. The outlook under the high recruitment scenario (**Figure 66**) is quite different, indicating a stock that is currently overfished and experiencing overfishing. Since the rebuilding target is higher (SSB_{MSY} = 82,200 t), a total catch of less than 1.500 t is required to stop overfishing by 2011-2012, but the stock would not be expected to rebuild by 2019 even with no fishing.

The results are sensitive to the management reference selected. An alternative proxy reference point, F0.1, was also examined (**Figures 65** and **66**). The projected stock status metrics (relative SSB and F) under the two recruitment scenarios are more similar when F_{01} is used as the management reference rather than F_{MSY} . The group also noted that $F_{0.1}$ is often used as a conservative proxy for F_{MSY} by other stock assessment groups, particularly when the stock-recruitment relationship is poorly known.

To achieve a 60% chance of maintaining the management objectives (Figure 67) through 2019 under the low recruitment scenario, catches of less than 2,500 t are required. Under the high recruitment scenario a total catch

¹ 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.

of less than 1,250 t is required to end overfishing by 2011-2012, but the stock would not be expected to rebuild by 2019 even with no fishing.

Table 13 summarizes the chance that various constant catch policies will allow rebuilding under the high and low recruitment scenarios. **Table 14** similarly summarizes the chance that various constant catch policies will end overfishing. The base model with the low recruitment scenario suggests that 50% chance of rebuilding the stock by 2019 and catches of 2,000 t or lower will have greater than a 60% chance of rebuilding. If the high recruitment scenario is correct, then the western stock will not rebuild by 2019 even with no catch, although catches of 1,500 t or less are expected to end overfishing and initiate rebuilding.

Figure 68 and **69** present the projection results in the form of Kobe II style surface plots that allow inferences about the future status of the stock to be made for any TAC or probability level. It was also agreed that it would be useful to present the results for the high and low recruitment scenarios combined to better reflect the Groups contention that there is no strong evidence to support one recruitment hypothesis over the other (**Figure 70**).

The Group noted that the appraisal of stock status under the low recruitment scenario (slightly above convention objectives) is more optimistic than that of the 2008 assessment, owing primarily to the change in perceived age composition due to the use of the 2009 growth curve. However, the appraisal under the high recruitment scenario is quite similar to that in 2008 (well below the convention objective). As discussed earlier, considerable uncertainties remain for the outlook of the western stock, particularly with regards to mixing and the effectiveness of management measures on the eastern stock.

7. Recommendations

7.1 Research recommendations

- The Group reiterated the importance of getting fishery independent information, through a large-scale tagging program, and developing fishery independent indices of abundance to better track trends in biomass and better estimate fishing mortality rates. Fishery-independent information is furthermore crucial to avoid biases due to management regulations in the models based on catch and CPUE.
- The Group reiterated that it is essential to obtain representative samples of otoliths and other tissues from all major fisheries in all areas. The few available samples have been collected opportunistically, primarily in recent years and mostly from fisheries off North America. Otoliths, spines and vertebrae can be used to provide direct estimates of the age composition of the catch, thus avoiding the biases associated with determining age from size. Moreover, otolith micro-constituent data can be very useful to determine stock origin with relatively high accuracy, and thus could be a key factor to improve our ability to conduct mixing analyses. Added value would be obtained if genetic samples were also collected from the same fish, which could potentially result in more accurate and less expensive tests for stock origin. In terms of the mixing analyses, it is also important to identify existing collections of otoliths collected in historical time periods (1970s, 1980s) in order to understand how the stock origin proportions in the catch may have changed.
- Research about the bluefin tuna population structure is also needed to solve key uncertainties in stock assessment. This would imply a large sampling effort that could be performed under the GBYP umbrella.
- •The Group recommended that work be conducted, possibly within GBYP, to verify current assumptions concerning age at maturity and main reproductive biology features for both the western and eastern and Mediterranean stocks.
- It was suggested that the scope of the genetic study described in SCRS/2010/118 be expanded with increased samples as well as increased number of SNPS, to allow future typing of Atlantic-wide samples.
- It is recommended that the historical catch and effort for the West Atlantic data from the Japanese longline fleet be analyzed by main areas and groups of years that show a consistent effort distribution, rather than considering only catches of bluefin reports. The main areas of interest are the Gulf of Mexico, the waters off Brazil and the Florida-Bahamas areas from 1960 through the 1980s.

7.2 Management recommendations

BFTE

In [Rec. 09-06] the Commission established a total allowable catch for eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna at 13,500 t in 2010. Additionally, in [Rec. 09-06] the Commission required that the SCRS provide the scientific basis for the Commission to establish a three-year recovery plan for 2011-2013 with the goal of achieving B_{MSY} through 2023 with at least 60% of probability.

A Kobe II strategy matrix reflecting recovery scenarios of eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna in accordance with the multiannual recovery plan is given in **Table 11** and **Figure 64**.

The implementation of recent regulations through [Rec. 09-06, and previous recommendations] has clearly resulted in reductions in catch and fishing mortality rates. But, since the fishery is currently adapting to these new management measures, the Committee is unable to fully understand the implications of the measures on the stock. The Commission might consider a different probability of rebuilding standard than envisaged in Rec. [09.06] considering the unquantified uncertainties. However, the Committee notes that maintaining catches at the current TAC (13,500 t) under the current management scheme, for 2011-2013 will likely allow the stock to increase during that period and is consistent with the goal of achieving F_{MSY} and B_{MSY} through 2023 with at least 60% of probability.

BFTW

In 1998, the Commission initiated a 20-year rebuilding plan designed to achieve B_{MSY} with at least 50% probability. In response to recent assessments, in 2008 the Commission recommended a total allowable catch (TAC) of 1,900 t in 2009 and 1,800 t in 2010 [Rec. 08-04].

The current (2010) assessment indicates similar historical trends in abundance as in previous assessments. The strong 2003 year class continues to contribute to stock productivity such that biomass has been increasing in recent years.

Future stock productivity, as with prior assessments, is based upon two hypotheses about future recruitment: a 'high recruitment scenario" in which future recruitment has the potential to achieve levels that occurred in the early 1970s and a "low recruitment scenario" in which future recruitment is expected to remain near present levels. Results in previous assessments have shown that long term implications of future biomass are different between the two hypotheses and this research question remains unresolved. However, the current (2010) assessment is also based on new information on western bluefin growth rates that has modified the Committee's perception of the ages at which spawning and maturity occur. Maturity schedules remain very uncertain, and, thus, the application of the new information in the current (2010) assessment accentuates the differences between the two recruitment hypotheses.

A Kobe II strategy matrix giving the probabilities of achieving B_{MSY} within the Commission rebuilding period under alternative catch levels is shown in **Table 13**. The "low recruitment scenario" suggests that biomass is currently sufficient to produce MSY, whereas the "high recruitment scenario" suggests that B_{MSY} is unachievable. Despite this large uncertainty about the long term future productivity of the stock, under either recruitment scenario (1) short-term projections (through 2015) indicate that current catches (near 1,800 t) will allow the biomass to continue to increase, (2) catches in excess of 2,500 t result in decreases in biomass in 2015, and that long term projections of catches in excess of 3,000 t will not achieve the Commission's objectives.

As noted previously by the Committee, both the productivity of western Atlantic bluefin and western Atlantic bluefin fisheries are linked to the eastern Atlantic and Mediterranean stock. Therefore, management actions taken in the eastern Atlantic and Mediterranean are likely to influence the recovery in the western Atlantic, because even small rates of mixing from East to West can have significant effects on the West due to the fact that Eastern plus Mediterranean resource is much larger than that of the West.

8. Other matters

Not other matters were discussed.

9. Adoption of the report and closure

The report was adopted by correspondence.

The Chairman thanked the participants for their hard work.

The meeting was adjourned.

References

- Abid, N. and Idrissi, M. 2010. Updated standardized CPUE of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught by the Moroccan Atlantic traps in the area of influence of the Strait of Gibraltar during the period 1986-2009. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 65(3): 1096-1102.
- Anon. 1997, Report of the ICCAT SCRS Bluefin tuna Stock Assessment Session (Genoa, Italy, September 12-20, 1996). 1996 SCRS Detailed Report on Bluefin Tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. 46(1): 1-186.
- Anon. 1999, Report of the 1998 Atlanatic Bluefin Tuna Assessment Session. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT 49: 1-191
- Anon. 2002, ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Madrid, Spain, September 3-7, 2001). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(2): 262-352.
- Anon. 2003, Report of the 2002 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, July 22 to 30, 2002). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(3): 710-937.
- Anon. 2007, Report of the 2006 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, June 12 to 18, 2006). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(3): 652-880.
- Anon. 2008, Report of the 2008 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, June 23 to July 4, 2008). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(1): 1-352.
- Anon. 2011, Report of the 2010 ICCAT Bluefin Tuna Data Preparatory Meeting (Madrid, Spain, June 14 to 19, 2010. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66 (*in this issue*).
- Baglin, R.E., Jr. 1982, Reproductive biology of western Atlantic bluefin tuna. *Fishery Bulletin*: Vol. 80 No. 1, pp. 121-134.
- Bonhommeau, S., Farrugio, H., Poisson, F., Fromentin, J-M. 2010, Aerial surveys of bluefin tuna in the western Mediterranean Sea: Retrospective, prospective, perspective. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 65(3): 801-811.
- Bousany, A.M, Reeb, C.A., Teo, S.L.H., DeMetrio, G., Block, B.A. 2007, Genetic data and electronic tagging indicate that the Gulf of Mexico and Mediterranean Sea are reproductively isolated stocks of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). Collect. Vol. Vol. Sci. Pap., ICCAT 60(4): 1154-1159.
- Carlsson, J., McDowell, J.R., Carlsson, J.E.L., Graves, J.E. 2007, Genetic identity of YOY bluefin tuna from the eastern and western Atlantic spawning areas. Journal of Heredity 98(1): 23-28.
- Cort, J.L. 1991, Age and growth of the bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.) of the Northwest Atlantic. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 35(2): 213-230.
- Fromentin, J-M. 2004. The 2002 size composition of bluefin tuna catches of the French purse seine compared to those of the early 1990s and 2001. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 56(3): 1182-1188.
- Fromentin, J-M., Arrizabalaga, H., Restrepo, V.R. and Ortiz de Urbina, J. 2007, Estimates of total mortality of eastern Atlantic bluefin tuna baased on year-class curves. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(3): 928-936.
- Fromentin, J-M., Farrugio, H., Deflorio, M. and De Metrio, G. 2003, Preliminary results of aerial surveys of bluefin tuna in the western Mediterranean Sea. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(3): 1019-1027.
- Fromentin, J-M., Fonteneau, A. 2001, Fishing effects and life history traits: a case-study comparing tropical *versus* temperate tunas. *Fisheries Research* 53, 133-150.
- Fromentin, J-M., Powers, J.E. 2005, Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish and Fisheries* 6, 281-306.
- Fromentin, J-M. and Restrepo, V. 2009, A year-class curve analysis to estimate mortality of Atlantic bluefin tuna caught by the Norwegian fishery from 1956 to 1979. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(2): 480-490.

- García, A., Alemany, F., Velez-Belchi, P., López Jurado, J.L., Cortés, D., de la Serna, J.M., González Pola, C., Rodríguez, J.M., Jansa, J. and Ramírez, T. 2005, Characterization of the bluefin tuna spawning habitat off the Balearic Archipelago in relation to key hydrographic features and associated environmental conditions. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(2): 535-549.
- García, D. Arrizbalaga, H. and Artetxe, I. 2007, Alternatives to the Bay of Biscay juvenile bluefin tuna baitboat index. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(3): 957-975.
- Geromont, H.F. and Butterworth, D.S. 1997, Specifications for the Adapt VPA Code, September 1996 (Revised). Collect Vol. Sci. Pap. ICCAT, 46(2): 321-324.
- Goldstein, J., Heppell, S., Cooper, A., Brault, S. and Lutcavage, M. 2007, Reproductive status and body condition of Atlantic bluefin tuna in the Gulf of Maine, 2000-2002. Marine Biology, 151: 2063-2075.
- Hurley, P.C.F. and Iles, T.D. 1983, Age and growth estimation of Atlantic bluefin tuna *Thunnus thynnus* using otoliths. NOAA-NMFS Tech. Rep. 8 pp. 71-75.
- ICCAT 2010a, *ICCAT Manual* (1st edition), Chapter 2. Description of Species, Section 2.1.5: Atlantic bluefin tuna, pp. 93-111.
- ICCAT 2010b, Report of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS) (Madrid, Spain, October 5 to 9, 2009). *In* Report for Biennial Period, 2008-09 Part II (2009) Vol. 2.
- Kass, R.E. and Raftery. A.E. 1995, Bayes Factors. *Journal of the American Statistical Association*, Vol. 90, No. 430 (Jun. 1995), pp. 773-795.
- Kuikka, S., Hildén, M., Gislason, H., Hansson, S., Sparholt, H., and Varis, O. 1999, Modelling environmentally driven uncertainties in Baltic cod (*Gadus morhua*) management by Bayesian influence diagrams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56: 629-641.
- Legault, C.M., Restrepo, V.R. 1999, A flexible forward age-structured assessment program. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 49(2): 246-253.
- Mather, F.J., Mason, Jr., J.M. and Jones, A. 1995, Historical document: life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna, Pages 165 pp. Miami, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-370.
- McAllister, M., Babcock, E.A., Pitich, E.K. 2001, Using Bayesian methods to improve stock assessment and management of stock rebuilding when there is uncertainty in processes affecting future recruitment. Collect. Vol. Sci. Pap. 52(3): 1078-1093.
- McAllister, M. and Kirchner, C.K. 2002, Accounting for structural uncertainty to facilitate precautionary fishery management: Illustration with Namibian orange roughy. *Bulletin of Marine Science*, Vol. 70, Issue 2 (March 2002), pp. 499-540.
- Millar, R.B. 1987, Maximum likelihood estimation of mixed stock fishery composition. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 583-590.
- Miller, T.J. 2007, A finite-state continuous-time approach to inferring regional movement rates of Atlantic bluefin tuna using conventional tagging studies. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(4): 1109-1131.
- Neilson, J.D. and Campana, S.E. 2008, A validated description of age and growth of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 75(8): 1523-1527.
- Porch, C.E., Turner, S.C., Powers, J.E. 2001, Virtual Population Analyses of Atlantic bluefin tuna with alternative models of transatlantic migration: 1970-1997. 2001. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(3): 1022-1045.
- Powers, J.E., and Restrepo, V.R. 1992, Additional options for age-sequenced analysis. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 39(3): 540-553.
- Turner, S.C. and Restrepo, V.R. 1994, A review of the growth rate of West Atlantic bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, estimated from marked and recaptured fish. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 42: 170-172.
- Rooker, J.R., Alvarado Bremer, J.R., Block. B.A., de Metrio, G., Corriero, A., Krause, R.T. Prince, E.D., Rodriguez-Marin, E. and Secor, D.H. 2007, Life history and stock structure of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). Reviews in Fisheries Science, 15:265-310.
- Restrepo, V.R., Diaz, G.A., Walter, J.F., Neilson, J. Campana, S. Secor, D. and Wingate, R.L. 2011, Updated estimate of the growth of western Atlantic bluefin tuna. *Aquatic Living Resources*, Vol. 23, Issue 04, pp. 335-342.

RAPPORT DE LA SESSION D'ÉVALUATION DE 2010 DU STOCK DE THON ROUGE DE L'ATLANTIQUE DE L'ICCAT

(Madrid, Espagne, du 6 au 12 septembre 2010)

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

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

M. J. Powers (Etats-Unis), coordinateur général du thon rouge, a assumé la fonction de coordinateur général de la réunion. M. C. Porch (États-Unis) et M. J.-M. Fromentin (UE-France) ont exercé les fonctions de coprésidents pour les stocks Ouest et Est, respectivement. M. Powers a souhaité la bienvenue aux participants de la réunion (« le Groupe ») et a passé en revue l'ordre du jour, qui a été réorganisé et adopté avec quelques modifications (**Appendice 1**).

La Liste des participants est jointe en tant qu'**Appendice 2**. La Liste des documents scientifiques présentés à la réunion figure à l'**Appendice 3**.

Les participants suivants ont assumé la tâche de rapporteurs pour les diverses sections du rapport :

Section	Rapporteurs
1, 9, 10	P. Pallarés
2	G. Scott
3.1	J. Neilson
3.2	C. Brown, E. Rodríguez-Marín
3.3	G. Díaz, J.M. Ortiz de Urbina, A. Kimoto
4	C. Porch, J.M. Fromentin
5	H. Arrizabalaga, S. Bonhommeau, JM Fromentin, J.J. Maguire, B. Linton, C. Porch
7	L. Kell, J. Walter, M. Ortiz, J.M. Fromentin, S. Cass-Calay, C. Porch
8	J. Powers

2 Examen des programmes de rétablissement pour le thon rouge de l'Atlantique et de la Méditerranée et avis antérieur du SCRS

Les programmes de rétablissement pour le thon rouge de l'Atlantique et de la Méditerranée mis en place par la Commission ont été examinés.

Programmes de rétablissement pour l'Atlantique Est et la Méditerranée. La Recommandation de l'ICCAT pour amender la recommandation de l'ICCAT visant à l'établissement d'un programme pluriannuel de rétablissement pour le thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée [Rec. 08-05] (qui a remplacé la Rec. 06-05) prévoyait une période de rétablissement sur 15 ans, à compter de 2007, en vue du rétablissement du stock au niveau de la B^{PME}, avec plus de 50% de probabilités. Un certain nombre de mesures techniques, y compris une taille minimum, des fermetures de pêcheries et des TAC, ont été mises en œuvre dans le cadre du programme, qui prévoit également que le SCRS fasse un suivi et donne un avis à la Commission sur les possibilités que le programme atteigne ses objectifs compte tenu des données disponibles. Sur la base des informations disponibles en 2007, le SCRS a signalé qu'en règle générale, les résultats préliminaires indiquent que les mesures adoptées dans le programme étaient un pas dans la bonne direction, mais qu'il était peu probable qu'elles remplissent intégralement l'objectif du programme, à savoir rétablir au niveau de la PME en 15 ans, avec plus de 50% de probabilités. Le SCRS a expliqué que ceci dépend de plusieurs facteurs, notamment de la façon dont les règlementations sont mises en œuvre (y compris une réduction drastique de l'effort de pêche d'ici à 2023) et du recrutement futur. Si la mise en œuvre était parfaite et si le recrutement futur se situait approximativement au niveau des années 90 et qu'il n'était pas affecté par le récent niveau de la biomasse reproductrice, on estime qu'il y aurait environ 50% de probabilités que le stock se rétablisse d'ici à 2023, dans le cadre des réglementations prévues dans la Rec. 08-05. Le SCRS a toutefois indiqué qu'une mise en œuvre parfaite était peu probable, étant donné que, même avec une exécution parfaite, il était d'avis qu'il n'était pas possible d'éviter totalement la mortalité par rejets des petits poissons (dépassement de la tolérance) tout en réduisant constamment et drastiquement l'effort de pêche pour le ramener à des niveaux très bas en vue d'atteindre les objectifs du programme de rétablissement. Avec d'autres postulats plausibles (soit une mise en œuvre imparfaite, soit un recrutement en baisse par rapport aux niveaux récents au fur et à mesure que diminue la biomasse reproductrice, soit les deux), les objectifs du programme de rétablissement ne seraient pas atteints sans de nouveaux ajustements. Le meilleur avis du Comité a été de suivre une stratégie de $F_{0,1}$ (ou un autre indice approchant pertinent de F_{PME}) en vue de rétablir le stock, étant donné que ces stratégies semblent être bien plus robustes que celles prévues dans la [Rec. 06-05] et possiblement dans la [Rec. 08-05], face à une vaste gamme d'incertitudes quant aux données, à l'état actuel et à la productivité future. Ces stratégies impliqueraient des prises bien plus faibles au cours des prochaines années (de l'ordre de 15.000 t ou moins) mais le gain à long terme pourrait conduire à des prises d'environ 50.000 t avec des augmentations substantielles de la biomasse reproductrice. Pour une espèce ayant une grande longévité, comme le thon rouge, un certain temps (>10 ans) sera nécessaire pour obtenir ce bénéfice. Le Comité a signalé qu'une réduction globale de l'effort de pêche et de la mortalité était nécessaire pour renverser les tendances actuelles.

En réponse à l'avis fourni par le Comité, la Commission a apporté en 2009 de nouvelles modifications au programme de rétablissement [Rec. 09-06], a établi un TAC de 13.500 t pour 2010 et a également établi un cadre visant à fixer le futur TAC à des niveaux suffisants pour rétablir le stock à B_{PME} d'ici à 2023, avec au moins 60% de probabilités. La Commission a, en outre, prié le SCRS de présenter une matrice de stratégie de Kobe II qui reflèterait des scénarios de rétablissement pour le thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée qui atteignent B_{PME} , avec des probabilités entre 50 et 90%, tenant compte de la [Rés. 09-12].

La *Recommandation supplémentaire de l'ICCAT concernant le programme de rétablissement du thon rouge de l'Atlantique Ouest* [Rec. 08-04] prévoit une période de rétablissement de 20 ans, à compter de 1999, dans l'objectif de rétablir le stock à B_{PME}, avec au moins 50% de probabilités d'ici à la fin de la durée du programme (jusqu'en 2018 inclus). Un certain nombre de mesures techniques, y compris des TAC, ont été mises en œuvre dans le cadre de ce programme, qui prévoit également que le SCRS fasse un suivi et donne un avis à la Commission, compte tenu des données disponibles, sur les possibilités que le programme atteigne ses objectifs. Sur la base de l'évaluation de l'état du stock de l'Ouest réalisée en 2008 qui indiquait qu'un total des prises admissibles constant (TAC) inférieur à 2.100 t pendant la période 2009-2010 produirait des gains dans la biomasse du stock reproducteur (SSB) du thon rouge de l'Atlantique Ouest, et compte tenu des nouveaux éléments avancés par le SCRS suggérant que les réglementations actuelles pourraient ne pas suffire pour atteindre les objectifs, la Commission a amendé son programme de rétablissement, de façon à ce que le total des prises admissibles (TAC), rejets morts compris, soit fixé à 1.900 t en 2009 et 1.800 t en 2010.

3 Résumé des données disponibles pour l'évaluation

3.1 Biologie

Le Groupe a passé en revue 10 documents de travail qui décrivaient les récentes avancées dans notre compréhension de la biologie du thon rouge ; les résumés des documents et des discussions tenues par le Groupe y sont présentés. Il convient de consulter également le « Rapport de la réunion 2010 de préparation des données » (Anon. 2011, *sous presse*) pour obtenir des résumés supplémentaires des informations biologiques présentées au SCRS en 2010.

Outre ces nouvelles contributions, le tableau ci-dessous fournit un résumé des postulats actuels concernant les attributs du cycle vital, tels qu'utilisés dans l'évaluation pour les stocks de l'Atlantique Ouest et de l'Atlantique Est et de la Méditerranée.

Attribut du cycle vital	Postulat utilisé par le SCRS	Source (voir également le Manuel de l'ICCAT)	Remarques
Croissance (longueur	Croissance von Bertalanffy		Pour l'Ouest, le SCRS a
à l'âge)			adopté en 2009 la courbe
	Ouest (Turner et Restrepo	Turner et Restrepo	de croissance de Restrepo
	1994): <i>K</i> =0.079; <i>L</i> _∞ =382;	(1994)	et al. (2011), et
	$t_0 = -0.707$		l'évaluation actuelle
	Ouest (Restrepo et al. 2011)	Restrepo et al. 2011	l'utilise pour le cas de
	Ouest : $K=0,089; L_{\infty}=315;$		base, l'ancien modèle de
	$t_0 = -1, 13$		croissance étant utilisé
			pour certains scénarios de
	<i>Est & Méd.</i> : K=0,093;	ICCAT (2010a)	continuité. Se reporter à la

	L_{∞} =319; t_0 = -0.093	Cort (1991)	Figure 1 pour obtenir une description des courbes de croissance.
Croissance (longueur- poids)	Ouest : Des conversions spécifiques à la zone et à la saison sont utilisées Est & Méd. < 101 cm :	Coefficients de conversion de l'ICCAT ICCAT (2010a)	L'évaluation de 2008 a mis en lumière la nécessité d'examiner les conversions pour l'Ouest.
	W=2.95.10 ⁻⁵ *FL ^{2.899} Est & Méd. > 100 cm : W=1.96.10 ⁻⁵ *FL ^{3.009}		
Mortalité naturelle	Ouest – on postule que M est indépendant de l'âge (=0,14yr ⁻¹)	Anon. (1997)	Anon. (1997)
	Est & Méd. commençant à l'âge 1 : 0.49, 0.24, 0.24, 0.24, 0.24, 0.20, 0.175, 0.15, 0.125, 0.10		Un vecteur specifique de l'âge est appliqué aux âges 1 à 10+, (Anon. 1997).
Longévité	Est : > 20 ans	Fromentin et Fonteneau (2001)	Sur la base des données de marquage.
	Ouest : 32 ans	Neilson et Campana (2008)	Sur la base de traces de carbone radioactif.
Maturité	Ouest 100% de maturité : Antérieurement à l'âge 8, désormais à l'âge 9 en utilisant le modèle de croissance de Restrepo et al. (2011)	Baglin (1982)	Diaz (SCRS/2010/074) et autres suggèrent un âge plus tardif pour l'âge de première maturité (âge 15- 16), mais Goldstein et al. (2007) suggèrent pour l'Ouest un calendrier
	Est & Méd. 50% de maturité : A l'âge 4 (115 cm / 30 kg).	Anon. 1997 (ceci est confirmé par des études plus récentes)	d'acquisition de la maturité sexuelle asynchrone et une taille plus petite à maturité.
			Consulter le rapport actuel pour obtenir des informations plus actualisées.
Zone de frai	Ouest : Golfe du Mexique. Est & Méd. : Autour des îles Baléares, la mer Tyrrhénienne, le centre de la Méditerranée et la mer Levantine.	De nombreuses sources, cf. Rooker et al. (2007) et Fromentin et Powers (2005) ou Mather et al. (1995) pour révisions.	On a émis l'hypothèse d'autres zones de frai, mais elles n'ont pas encore été démontrées.
Saison de frai	Ouest : d'avril à la mi-juin. Est & Méd. : de la mi-mai à la mi-juillet.	Tel qu'indiqué ci-dessus.	Le calendrier de la saison de frai peut varier d'une année à l'autre en raison de conditions environnementales.

Maturité

Le SCRS/2010/115 a passé en revue les documents publiés sur la maturité du thon rouge afin de fournir une orientation sur le caractère pertinent de la proportion d'individus matures par classe d'âge utilisée actuellement pour le thon rouge de l'Ouest (pleinement mature à l'âge 9, en utilisant la courbe de croissance de Restrepo et al. de 2011), et d'explorer les raisons susceptibles d'expliquer la divergence existant entre les âges d'acquisition de

maturité du thon rouge de l'Ouest et de l'Est. L'auteur a constaté les méthodes divergentes pour déterminer la maturité : dans l'Est, les analyses ont été basées sur l'étude histologique et l'inspection des stades de maturité dans les zones de frai, tandis que dans l'Ouest, la composition par taille dans les zones de frai a donné lieu à de récentes opinions sur la maturité. L'auteur a conclu que, compte tenu de tous les éléments examinés pour le thon rouge de l'Ouest, il semble prématuré de modifier l'âge actuellement utilisé de pleine maturité à un âge plus avancé. Pour le thon rouge de l'Est, l'auteur a recommandé que les postulats des diverses études disponibles soient examinés plus avant afin de s'assurer que les estimations puissent être appliquées à l'ensemble du stock reproducteur.

Le Groupe a fait observer qu'il existait une grande disparité entre les âges à maturité présumés pour les stocks de l'Est et de l'Ouest. Les scientifiques ont également discuté de la possibilité de frai en dehors des zones de frai précédemment décrites du Golfe de Mexique/mer des Caraïbes. On a constaté que pour le thon rouge du Pacifique, les concentrations de reproducteurs sont séparées spatialement selon la taille des reproducteurs. On a suggéré que cette structure existe peut-être pour le thon rouge de l'Ouest, mais cela n'a pas encore été bien documenté. D'autres membres du Groupe de travail ont rappelé que le SCRS avait réalisé des prospections de zones de frai potentielles dans l'Atlantique centre-nord, mais qu'aucun site additionnel n'avait été découvert. Plus récemment, toutefois, le Groupe a appris que des prospections larvaires étaient prévues dans la mer des Caraïbes. Ces différences d'âge de maturité entre le thon de l'Est et de l'Ouest pourraient également s'expliquer par une sous-structure de la population.

Le Groupe a, de surcroît, décrit les aspects temporels du comportement de frai. A titre d'exemple, à l'intérieur de la Méditerranée, il a été observé que les petits reproducteurs arrivent sur le lieu de frai plus tard que les spécimens plus âgés.

Il a été noté que les différences entre les données de composition par taille à l'intérieur du Golfe du Mexique par rapport aux pêcheries opérant en dehors de cette région pourraient être utilisées pour créer une ogive de maturité (*cf.* Figure 5 du SCRS/2010/115).

Suite aux conclusions du SCRS/2010/115, il a été possible d'améliorer la compréhension de la maturité à l'âge à la fois pour les stocks de thon rouge l'Est et de l'Ouest. Le Groupe a notamment noté qu'il était nécessaire d'obtenir un profil de maturité sous-jacente de la population, et pas seulement la prise sur le lieu de frai. Il peut toutefois s'avérer difficile d'obtenir des échantillons représentatifs, compte tenu des complexités décrites cidessus. L'incertitude de l'âge à maturité demeure une question importante pour l'évaluation des stocks, et pourrait contraindre le Groupe à envisager des scénarios alternatifs pendant leurs travaux de modélisation, et elle devrait être prise en compte au sein du GBYP et d'autres programmes de recherche menés en collaboration avec le SCRS. Pour le stock de l'Atlantique Ouest, on pourrait également envisager d'entreprendre de nouveaux échantillonnages de zones de frai potentielles en dehors des zones connues.

Un document connexe, le SCRS/2010/117, fournit un catalogue des tailles et sexes du thon rouge de l'Atlantique échantillonné pour obtenir l'âge, l'état reproductif et l'origine natale de 2004 à 2009. Les gonades de 234 thons rouges ont été échantillonnées de juin à octobre à partir des débarquements commerciaux et récréatifs. Les poissons présentaient des tailles et des poids variés qui oscillaient entre 147 et 276 cm CFL et entre 69 et 293 kg, respectivement. Les poissons échantillonnés entre 2008 et 2009 pour obtenir leur profil endocrinien (n=78) mesuraient entre 134 et 272 cm CFL. Les attributs biologiques de ces poissons originaires de zones de fourrage occidentales seront déterminés, et les résultats seront comparés et intégrés aux conclusions pour les spécimens échantillonnés dans des zones de frai connues lors de périodes de frai présumées. Le Groupe a encouragé les études de cette nature, car elles peuvent contribuer à combler d'importantes lacunes dans notre compréhension de la biologie du thon rouge.

Croissance

Le SCRS/2010/108 décrivait un essai de croissance réalisé avec de grands thons rouges de l'Est élevés dans des fermes. L'essai a démarré à la fin du mois de juillet 2009 et s'est terminé fin novembre 2009. Les poissons échantillonnés ont été prélevés sur une partie de population constituée d'environ 2.400 thons rouges capturés pendant la saison de pêche de 2009. D'autres mensurations ont été prises à chaque point de l'échantillonnage et des échantillons ont été réalisés en vue de procéder à des analyses supplémentaires (chimiques, histologiques et génétiques). Depuis un poids vif moyen de 190,5 kg, le thon rouge a atteint un poids vif moyen de 259,0 kg, ce qui représente une augmentation de 36,0%. En revanche, il n'y a pas eu d'augmentation significative de la longueur à la fourche (FL) ou de la longueur courbée à la fourche (CFL) à la fin de l'essai.

Le Groupe a fait remarquer qu'il serait utile de disposer de l'information sur la distribution des tailles des poissons au début et à la fin de l'essai. Les auteurs vont fournir davantage d'informations sur les relations longueur-poids au début et à la fin de l'essai, comme suggéré.

Le document SCRS/2010/109 a fourni un résumé du taux de croissance du thon rouge du Pacifique et du thon rouge du Sud engraissés/élevés et maintenus en captivité pendant un certain nombre d'années. Les données de croissance de ces espèces confirment que l'engraissement/élevage a le potentiel de produire des taux de croissance considérablement plus élevés que ce que l'on a observé dans la nature. Les informations disponibles sur le thon rouge du Pacifique et le thon rouge du Sud maintenus en captivité font état d'un potentiel de croissance plus élevé que ce qui est indiqué pour le thon rouge de l'Atlantique au Tableau 16.6 du Rapport du SCRS de 2009 (ICCAT, 2010b). On a rappelé au Groupe que, pendant la réunion de préparation des données, le document SCRS/2010/068 a démontré que lors de l'application des taux de gain pondéral adoptés par le SCRS en 2009, les poids de poisson calculés rétrospectivement à la capture initiale semblaient présenter des distributions de taille irréalistes, en ce qu'un nombre plus important de poissons de plus petite taille sont calculés comme ayant été capturés par rapport à ce qui serait escompté compte tenu des contrôles existants.

Le Groupe a réitéré la conclusion du Rapport du SCRS de 2009 (ICCAT, 2010b), à savoir que ces coefficients de croissance ne tiennent pas compte des pertes dont on sait qu'elles se produisent (par exemple due à la mortalité, aux fuites et à d'autres sources de pertes). Par conséquent, il est probable que l'application de ces coefficients à un volume de thon rouge mis à mort, en vue d'estimer le volume initial mis en cage donne lieu à une sousestimation du volume mis en cages. Le Groupe a réitéré la recommandation selon laquelle les poissons devraient être mesurés au fur et à mesure qu'ils entrent dans les cages et que les taux de croissance à l'intérieur des cages devraient continuer à être étudiés.

Pour l'évaluation de 2010 du stock de thon rouge de l'Ouest, le Groupe de travail a décidé de faire appel à la nouvelle courbe de croissance proposée par Restrepo et al. (2011) afin d'estimer la prise par âge. Le modèle de croissance a une plus faible Linfinité (**Figure 1**) et il est désormais presque identique à la courbe de croissance de l'Atlantique Est.

Déplacements et migrations

Le SCRS/2010/116 a examiné la question de savoir si des diminutions observées dans les débarquements commerciaux de thon rouge de l'Ouest dans la pêcherie des Etats-Unis étaient dues à des chutes de l'abondance ou de la disponibilité. Les auteurs ont conclu qu'entre 1979 et 2005, la longitude moyenne des bancs de thon rouge s'est déplacée à l'Est, à plus de 350 km (-70.39 à -68.07°W), tandis que la latitude moyenne (40.92 - 42.73°W) a alterné entre le Nord et le Sud du Golfe de Maine.

Les auteurs ont suggéré que la redistribution des concentrations de poissons à la recherche de nourriture dans le Golfe du Maine pourrait partiellement être due au fait que les poissons recherchaient une zone de fourrage plus favorable au large et au Nord des provinces maritimes canadiennes.

Le Groupe a observé que la pêcherie palangrière japonaise a également connu des taux de capture accrus dans l'Atlantique Nord-Ouest ces derniers temps, qui pourraient confirmer l'hypothèse de la redistribution avancée par les auteurs.

Le SCRS/2010/112 fournit un résumé des activités de marquage du thon rouge réalisées entre 2009 et 2010 dans l'Atlantique Est et la Méditerranée. Au total, 140 marques-archives et 31 marques pop-up ont été apposées sur des thons rouges de l'Atlantique (ABFT) qui ont été déployés dans l'Atlantique Est et la Méditerranée entre 2008 et 2010. Seules deux marques-archives ont été récupérées jusqu'à présent, tandis que neuf marques pop-up ont transmis des données. Même si les marques pop-up étaient programmées pour se détacher 12 mois après leur déploiement, le temps de rétention maximum enregistré jusqu'à présent a été de 101 jours. La plupart des marques qui sont demeurées apposées pendant 45 jours ou plus (sept sur huit) ont atteint la surface dans l'Atlantique, mais l'une d'entre elles est apparue à seulement 100 milles à l'Est du lieu de déploiement. Même si la taille de l'échantillon était réduite, cela suggère que la majorité des reproducteurs marqués au début de la saison de reproduction dans la zone de frai située à l'Ouest de la Méditerranée ont tendance à entamer leur migration de retour dans les eaux atlantiques une fois que la fonction reproductive a été accomplie, même si une faible proportion de reproducteurs peut demeurer plus longtemps dans la Méditerranée.

Le Groupe a discuté des méthodes d'apposition pour les études sur les marques PSAT. De récents travaux menés par UE-France ont signalé que le fait d'ancrer la marque entre les ptérygiophores, la durée des

déploiements s'établissait en moyenne à 90 jours. Les auteurs ont remarqué que les données de marquage électronique pouvaient être utilisées pour identifier le comportement de frai, notamment si l'on disposait de jeux de données complets, de données téléchargées des marques plutôt que récapitulées à partir des transmissions par satellite Argos.

Le SCRS/2010/125 décrit un programme de marquage menée en coopération avec la pêcherie récréative espagnole, avec 603 marques conventionnelles et huit marques PSAT apposées à des thons rouges. Même si la période de déploiement des marques PSAT était plus courte que prévu, les poissons ont manifesté un schéma de résidence dans la mer Méditerranée. Ce résultat contraste avec les conclusions du SCRS/2010/112. Les auteurs ont indiqué que les travaux en coopération devraient se poursuivre et qu'ils travaillent à améliorer l'approche d'ancrage des marques PSAT. Il a également été noté que la pêcherie récréative a lieu tout au long de l'année, ce qui offre une occasion unique de réaliser des programmes de recherche en collaboration.

Le Groupe a indiqué que les résultats du PSAT pourraient refléter un stade du cycle vital où les poissons demeurent en Méditerranée. Les auteurs ont convenu que les résultats concordaient avec cette hypothèse, mais qu'il y avait relativement peu de déploiements. Le Groupe a également constaté des résultats cohérents avec les déploiements de marques PSAT réalisés par UE-France, mais qui incluaient une plus vaste gamme de tailles.

Structure du stock

Le SCRS/2010/118 évoque l'utilisation d'une nouvelle famille de marqueurs génériques désignés comme SNP. Le document décrit les stades initiaux de la recherche en cours, où des zones variables du génome du germon et du thon rouge sont identifiées. Les auteurs décrivent un ensemble de 47 SNP indépendants et neutres dans le germon et de 15 SNP dans le thon rouge. Les travaux de description des SNP sont encore en cours, dans l'objectif de fournir un outil pour les études sur la structure de la population de thon rouge sur toute la gamme.

Le Groupe s'est demandé si l'apparente similarité entre le Golfe de Gascogne et la Méditerranée dans les résultats initiaux des SNP indiquait une absence de différentiation génétique entres les poissons échantillonnés dans ces zones. Les auteurs ont suggéré que cela pouvait être dû au faible nombre de SNP. Ils ont indiqué leur intention d'élargir l'envergure de l'étude avec davantage d'échantillons et davantage de SNP, ce qui devrait permettre un futur typage d'échantillons de tout l'Atlantique. Le Groupe a recommandé que ce type de travail soit encouragé au sein du GBYP.

Taux de mortalité naturelle

Même si aucun document ne traitait explicitement la mortalité naturelle, le Groupe a remarqué que le postulat de la mortalité naturelle est différent dans les stocks Est et Ouest (cf. tableau récapitulatif). Il a fait observer que ceci aurait un impact important sur la productivité estimée des deux stocks, et également sur les interactions potentielles entre les pêcheries. Certains membres du Groupe ont mis en question la validité biologique de ces postulats concernant la mortalité naturelle, constatant les modèles de croissance similaires désormais utilisés des deux côtés de l'Atlantique.

Autres études biologiques

Le SCRS/2010/099 décrivait les sex-ratios observés dans les captures des senneurs opérant en 2009 dans la Méditerranée occidentale. Il est apparu une plus grande proportion de mâles dans la capture pour des longueurs inférieures à 180 cm et supérieures à 220 cm (n=6058). Les auteurs ont fait savoir que le suivi de la composition par sexe va se poursuivre.

Présentation du programme de recherche mené dans le cadre du GBYP

Le Programme de recherche de l'ICCAT sur le thon rouge englobant tout l'Atlantique (appelé conventionnellement « ICCAT-GBYP ») a été présenté par le Coordinateur du GBYP, M. Antonio Di Natale. La présentation comprenait la réflexion de la Commission, les objectifs du GBYP, les membres du Comité de direction et leur rôle au sein du GBYP, les activités en cours de cette première année du programme et les activités futures. Une attention particulière a été consacrée à toutes les questions relatives à la soumission des données indépendantes de la pêche et notamment aux campagnes de prospection aérienne réalisées en 2010, à la récupération des données, au programme de marquage, à l'échantillonnage biologique et à l'approche générale visant à fonder toutes les actions sur le terrain sur des prototypes statistiques précis. Le débat a porté sur les divers problèmes pratiques, le besoin de clarifier la question de savoir quel budget sera disponible pour les
années suivantes et les prochaines étapes du programme, ce qui représente une magnifique occasion pour tous les scientifiques thoniers et le SCRS.

3.2 Estimations des captures

Pendant la réunion de préparation des données sur le thon rouge en 2010, le Groupe a examiné les statistiques de capture de la Tâche I (prise nominale et caractéristiques des flottilles) et de la Tâche II (prise et effort, fréquences de taille, et prise par taille) déclarées par les CPC de l'ICCAT jusqu'en 2009 compris. Dans certains cas, lorsqu'aucune capture n'était déclarée ou que les prises déclarées étaient inférieures à celles consignées dans les systèmes de documentation des captures, le Groupe s'est servi des informations provenant des Documents de capture sur le thon rouge (BCD) et des déclarations des madragues et des mises en cages, afin de réviser les prises de la Tâche I. Le rapport de la réunion ICCAT 2010 de préparation des données sur le thon rouge (SCRS/2010/014) contient des informations détaillées sur les données déclarées et les révisions y afférentes.

Quelques actualisations des captures de la Tâche I et quelques séries de données de taille nouvelles/révisées (échantillons de taille observés et prise par taille déclarée) ont été reçues après la réunion de préparation des données sur le thon rouge ; ces actualisations sont décrites dans le document SCRS/2010/120. Le Secrétariat a présenté les prises nominales annuelles révisées de thon rouge (Tâche I) de 1950 à 2009, lesquelles sont récapitulé au **Tableau 1** et aux **Figures 2** et **3**. Les **Figures 4** et **5** illustrent la distribution spatiale des prises de thon rouge (1950-2006) par engin et décennie. La **Figure 6** fait apparaître les prises annuelles déclarées de thon rouge par zone et engin principal. Le document SCRS/2010/119 (révisé) fournit les estimations de la composition par taille des captures (prise par taille ou CAS) pour les stocks Est (1950-2009) et Ouest (1960-2009), stratifiées par trimestre et carrés de 5x5 (degré de 5 x 5).

Le document SCRS/2010/120 décrit également la conversion de la prise par taille (CAS) en prise par âge (CAA). Un programme alternatif (codé en langage R) appliquant les algorithmes de découpage des âges a été présenté. Ce nouveau programme (langage R AgeIT) fournit plus de flexibilité pour extraire la prise par âge partielle (PCAA) par rapport à la version antérieure FORTRAN de AgeIT, et permet d'améliorer la transparence et le contrôle de la qualité. Au cours de cette réunion d'évaluation des stocks, le Groupe a identifié quelques légers affinements au langage R AgeIT. Suite à la mise en œuvre de ces affinements, le langage R AgeIT a pu reproduire une adéquation exacte de la prise par âge de l'évaluation de 2008 sur le thon rouge de l'Ouest lorsqu'on l'a appliqué à la prise par taille de 2008. Par la suite, le langage R AgeIT a été utilisé pour fournir la prise par âge employée pour l'évaluation actuelle, avec une prise par âge distincte produite pour le stock Ouest, chacune reflétant soit les courbes de croissance de Turner et Restrepo (1994), soit les courbes de croissance de Restrepo et al. (2011).

Le Groupe a fait remarquer que le Secrétariat de l'ICCAT a calculé les poids moyens des thons rouges capturés annuellement par chaque engin et par les pêcheries combinées pour les deux stocks, en se fondant sur la distribution de la prise par taille de 2010. Le Groupe a estimé que les niveaux et les tendances de ces poids moyens capturés par les pêcheries sont très intéressants et méritent d'être pris en considération. Il s'agit d'indicateurs de base des pêcheries et des stocks, dans la mesure où : (1) ils sont le produit de changements dans les sélectivités des pêcheries et l'état du stock, étant donné que les poissons plus âgés tendent à disparaître de la plupart des stocks surpêchés ; (2) ils conditionnent en outre largement la production par recrue des pêcheries combinées, et donc la PME potentielle de chaque stock.

Les **Figures 7** et **8** illustrent ces poids moyens annuels par engin et le total pour les stocks de l'Atlantique Est et de l'Atlantique Ouest. Le Groupe de travail a également examiné la prise par taille et la prise par âge par engin qui ont été estimées par le Secrétariat de l'ICCAT dans l'Atlantique Est et Ouest. Ces distributions sont très importantes pour les scientifiques, étant donné qu'elles constituent l'épine dorsale de la plupart des modèles d'évaluation des stocks, mais elles sont assez complexes à examiner. Divers diagrammes circulaires ont été réalisés pendant la réunion d'évaluation en vue de montrer la prise par taille par engin et par stock (**Figure 9** et **10**) et la prise par âge totale, par stock et le total (**Figures 11, 12** et **13**). Ces figures illustrent la structure et les changements dans la prise par taille et la prise par âge présentement estimées et utilisées dans l'évaluation du stock de thon rouge de 2010. A titre d'exemple, ces figures illustrent bien l'augmentation des poids moyens capturés sur le stock Est et la baisse importante observée dans les prises récentes de petits thons rouges (âges 1-3).

3.2.1 Prises de l'Atlantique Est et de la Méditerranée

Prises nominales et tendances des pêcheries

Les prises déclarées dans l'Atlantique Est et la Méditerranée ont atteint un maximum de plus de 50.000 t en 1996 ; elles ont ensuite diminué considérablement, se stabilisant autour des niveaux du TAC établis par l'ICCAT. (Le **Tableau 1** fait apparaître les prises totales, la **Figure 2** illustre les prises totales par zone et la **Figure 3** les prises totales par engin). L'augmentation et la diminution ultérieure de la production déclarée ont essentiellement eu lieu pour la Méditerranée (**Figure 2**). L'information disponible montrait que les prises de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée ont été gravement sous-déclarées de 1998 à 2007. Les activités d'engraissement menées en Méditerranée depuis 1997 ont produit un grand changement dans la stratégie de pêche des senneurs et ont donné lieu à une détérioration de la prise par taille du thon rouge. Les données de prise déclarée par pays et zone de pêche (Tâche I), au titre de 2008 et 2009, ont été examinées pendant la réunion de préparation de la Tâche I a connu une importante amélioration au cours de ces deux dernières années, même si des déclarations erronées ont encore pu se produire car le Secrétariat n'a pas reçu toute l'information lui permettant de réaliser une validation croisée exhaustive des débarquements déclarés de la Tâche I avec les déclarations u des navires lors de la réunion de préparation des données sur le thon rouse per pays et sont encore pu se produire car le Secrétariat n'a pas reçu toute l'information lui permettant de réaliser une validation croisée exhaustive des débarquements déclarés de la Tâche I avec les déclarations de sont encore pu se produire car le Secrétariat n'a pas reçu toute l'information lui permettant de réaliser une validation croisée exhaustive des débarquements déclarés de la Tâche I avec les déclarations u des navires lors de la réunion de préparation des données sur le thon rouge. La prise estimée à partir de la capacité ne dépasse pas les prises déclarées pour ces deux années.

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

Une révision du schéma de substitution a été réalisée pendant la réunion de préparation des données sur le thon rouge. Le niveau de substitution est élevé au fil des ans, notamment pour la Méditerranée (au cours des deux dernières décennies, substitution de 30% dans l'unité de l'Atlantique Est et de 70% dans l'unité de la Méditerranée, SCRS/2010/119). Certaines analyses ont été présentées pendant la session d'évaluation des stocks et ont souligné la présence de graves insuffisances dans les données dont dispose le Groupe pour estimer à la fois la CAS et la CAA. La plupart de ces problèmes découlent en fait du faible nombre d'échantillons de taille qui donne lieu à des niveaux élevés d'extrapolation et de substitution entre les années, les flottilles et les zones. A titre d'exemple, depuis la fin des années 90, il n'est pas possible d'obtenir des échantillons de taille des senneurs méditerranées en raison de l'engraissement. C'est pourquoi la prise par taille est actuellement obtenue à partir des informations consignées dans les livres de bord, en transformant rétrospectivement le poids moyen en taille (Fromentin, 2004). Cette méthode est utilisée pour une flottille et ensuite extrapolée à toutes les flottilles de senneurs. Par conséquent, la CAS résultante dégage une distribution de tailles qui découpe toute l'information sur les cohortes et estompe davantage toute la structure démographique dans les captures (Figure 14). Ces erreurs importantes dans la CAA affectent fortement les performances de la VPA (cf. section 5 ci-dessous). La même procédure de découpage des âges utilisée pendant plusieurs années a été employée pour convertir la CAS en CAA (SCRS/2010/120).

Plusieurs documents portant sur la prise et la prise par taille du thon rouge de l'Atlantique ont été présentés à la réunion. Les résumés des documents sont présentés ci-dessous.

Le document SCRS/2010/119 (révisé) fournit une estimation de la composition par taille des captures de thon rouge (CAS) pour les stocks Est (1950-2009) et Ouest (1960-2009), stratifiées par trimestre et carrés de 5° x 5°. Les auteurs indiquent qu'il convient de faire preuve de prudence lorsqu'on utilise les estimations de CAS par 5x5 associées au stock de l'Est (notamment l'unité de la Méditerranée), en raison du niveau de substitutions utilisées.

Le document Addendum au SCRS/2010/067 examine les informations concernant le marché du frais japonais, qui consiste en poids individuel de thon rouge de l'Atlantique provenant de spécimens engraissés dans la Méditerranée de 2002 à 2009, afin d'inférer la composition de la structure des tailles. Les résultats indiquent une baisse de la proportion des spécimens d'âge 8+ dans les séries temporelles analysées. Les auteurs soulignent que ces résultats sont conformes à la hausse de la mortalité par pêche des gros poissons signalée par le SCRS au titre de la période 2000-2005.

Le document SCRS/2010/098 fournit des informations relatives aux prises de thon rouge atlantique réalisées par des senneurs espagnols dans la Méditerranée occidentale. Les distributions de poids annuel de 2005 à 2009 sont présentées. Ces distributions se réfèrent au poids à la mise à mort au bout de 3 à 12 mois d'engraissement. Les auteurs soulignent la présence continue dans les captures de thons supérieurs à 120 kg au cours de toute la période à l'étude.

Le document SCRS/2010/107 présente une estimation des recrues fondée sur des paramètres de reproduction et la survie larvaire pour le thon rouge reproducteur capturé par des senneurs autour de la zone des îles Baléares en 2010. L'auteur propose un changement dans les mesures réglementaires actuelles afin de minimiser l'impact sur les reproducteurs (et cette activité de frai) de façon à maximiser le rétablissement du stock.

Le SCRS/2010/102 décrit les captures de thon rouge atlantique originaires d'une madrague thonière opérant au large de la côte méridionale du Portugal entre 1998 et 2010. Au cours de cette période, les tailles de la capture ont eu tendance à diminuer et au cours de ces dernières années la prise numérique et la biomasse globale étaient supérieures, surtout en 2010. Les auteurs explorent les relations entre la température de surface de la mer (SST) et les récents changements dans les mesures de gestion pour la Méditerranée, avec les captures des madragues.

Le document SCRS/2010/113 signale des captures inhabituelles de thon rouge de l'Atlantique au large du Sénégal en 2010. Les captures de thon rouge sont rares au Sud des îles Canaries, mais il est certain qu'il ne s'agissait pas d'une erreur d'identification d'espèces. Les changements de schémas de distribution pourraient expliquer cette découverte, mais il s'agissait seulement des débarquements, par trois canneurs, de 19 gros spécimens à la fin du mois de février 2010. Les discussions ont souligné l'importance de continuer à prêter attention à la composition spécifique des débarquements.

Le document SCRS/2010/121 estime la distribution par taille des grands thons rouges atlantiques capturés parles madragues marocaines de l'Atlantique en 2009. Les longueurs ont été obtenues de la conversion des poids individuels et moyens et des mesures individuelles de fragments corporels. Cette dernière mesure a été utilisée car il existe une bonne relation entre la longueur de la tête (opercule, pré-opercule) et la longueur à la fourche correspondante. Les deux distributions de taille étaient assez similaires et les auteurs en ont conclu que l'estimation de la composition par taille des prises de thon rouge basée sur les fragments corporels biologiques semble être plus appropriée. La plus grande partie de la capture comprenait des tailles allant de 210 à 250 cm de longueur-fourche. Compte tenu de l'importance de ces relations, le Groupe a recommandé que les résultats de cette étude soient améliorés à l'avenir en augmentant la taille des échantillons biologiques, surtout des plus jeunes poissons provenant d'autres pêcheries (ligneurs). Compte tenu du grand nombre de poissons relâchés pour la deuxième année consécutive par les madragues marocaines (2009 et 2010) en raison d'un dépassement des quotas, le Groupe a recommandé d'examiner la possibilité que ces poissons soient utilisés à des fins de marquage.

3.2.2 Prises de l'Atlantique Ouest

Prises nominales et tendances des pêcheries

La prise totale pour l'Atlantique Ouest a atteint son chiffre maximum de 18.671 t, en 1964, ce qui était principalement dû à la pêcherie palangrière japonaise ciblant de grands poissons au large du Brésil et à la pêcherie de senneurs des Etats-Unis ciblant des poissons juvéniles (**Tableau 1, Figures 4** et **5**). Les prises ont brutalement chuté par la suite avec l'effondrement de la pêcherie palangrière de thon rouge au large du Brésil en 1967 et le déclin des prises des senneurs, mais elles ont de nouveau augmenté pour s'établir en moyenne à plus de 5.000 t dans les années 1970, en raison du développement de la flottille palangrière japonaise dans l'Atlantique Nord-Ouest et dans le Golfe du Mexique et d'une augmentation de l'effort des senneurs ciblant de plus grands poissons destinés au marché du sashimi.

De manière générale, la prise totale pour l'Atlantique Ouest, rejets compris, est relativement stable depuis 1982 en raison de l'imposition de quotas. Toutefois, suite à un niveau de prise totale de 3.319 t en 2002 (le plus élevé depuis 1981), la prise totale dans l'Atlantique Ouest a régulièrement baissé jusqu'à être ramenée à 1.638 t en 2007 (**Figure 4**), soit le niveau le plus bas depuis 1982, avant de remonter à 1.935 t en 2009, ce qui se rapproche du TAC. La diminution antérieure à 2009 était surtout due aux réductions considérables des niveaux de capture des pêcheries des Etats-Unis.

CANADA : Les pêcheries canadiennes de thon rouge opèrent actuellement dans plusieurs zones géographiques au large de la côte atlantique de juillet à novembre, lorsque les thons rouges ont migré vers les eaux canadiennes. La distribution spatiale des pêcheries canadiennes n'a pas considérablement changé, mais on a signalé de façon anecdotique la présence de thonidés dans des zones où ils n'avaient pas été observés depuis de nombreuses années (à titre d'exemple, la Baie des Chaleurs, à l'Ouest du Golfe du St Laurent). Les prises de 2005 à 2009 se sont élevées à 600 t, 733 t, 491 t, 575 t et 530 t, respectivement. La prise de 2006 a été la prise la plus élevée jamais déclarée depuis 1977. Les débarquements de 2009 ont été réalisés à la canne et moulinet, à la ligne surveillée, à la palangre, au harpon et à la madrague.

ETATS-UNIS : En 2002, les prises (débarquements et rejets) des navires américains pêchant dans l'Atlantique Nord-Ouest (y compris dans le Golfe du Mexique) ont atteint 2.014 t de thon rouge, le niveau le plus haut depuis 1979. Toutefois, entre 2003 et 2008, les prises ont chuté de façon précipitée et les Etats-Unis n'ont pas capturé leur quota en 2004-2008, avec des prises de 1.066, 848, 615, 858 et 922 t, respectivement. En 2009, les États-Unis ont atteint complètement leur quota de base avec des captures totales (débarquements comprenant les rejets morts) de 1.229 t. Les prises de 2009, rejets morts compris, par engin se composaient de la manière suivante : 11 t capturées à la senne, 66 t au harpon, 291 t à la palangre et 860 t à la canne et moulinet.

La pêcherie de thon rouge des Etats-Unis continue à être réglementée par des quotas, des saisons, des restrictions d'engins, des limites de capture par sortie, et des limites de taille conçues pour se conformer aux recommandations de l'ICCAT et aux réglementations nationales. Le Groupe a discuté de la possibilité que ces mesures réglementaires influencent les perceptions de l'abondance, notamment lorsqu'il y a des changements ou des tendances dans les mesures. Un résumé de la façon dont ces mesures ont changé dans le temps est donc présenté ci-après.

L'allocation de thon rouge des Etats-Unis est sous-divisée entre les groupes d'usagers commerciaux et récréatifs, généralement par type d'engin. Les armateurs doivent sélectionner une catégorie de permis spécifique qui régisse leurs pratiques de pêche autorisées tout au long de l'année calendaire. Outre les allocations de quotas, des contrôles de l'effort particuliers sont également institués pour les navires récréatifs et commerciaux (y compris sous affrètement). La limite de rétention journalière pour les navires employant un engin à main commercial peut être ajustée entre 0 et 3 thons rouges mesurant plus de 185 cm de longueur courbée à la fourche (CFL) ; depuis 2006, celle-ci est généralement établie à trois en raison de la disponibilité limitée des poissons de cette classe de taille ces derniers temps. Pour les pêcheurs récréatifs, les limites journalières et annuelles peuvent être ajustées pour permettre la rétention de certaines classes de taille de poissons par saison, zone et type de navires (privés par opposition à affrétés). Avant 2006, les limites de rétention de la pêche récréative ont considérablement varié en fonction des saisons et également en fonction des navires privés ou affrétés (c'est-àdire qu'en 2003, les limites incluaient six thons rouges de taille récréative [69-185 cm CLF) à la fois pour les navires privés et affrétés, tandis qu'en 2004, ces limites ont été ramenées à deux thons rouges pour les navires privés et trois thons rouges pour les navires affrétés au cours de fractions de la saison de pêche). En 2006, les limites de rétention ont été considérablement réduites pour tous les navires pêchant de façon récréative des thons rouges mesurant entre 69 et 119 cm de longueur courbée à la fourche (CLF), afin d'éviter de dépasser le seuil de tolérance de l'ICCAT de thon rouge mesurant moins de 115 cm de longueur droite à la fourche (SFL). Depuis 2006, des mesures de gestion et des limites récréatives plus strictes demeurent en place pour la pêcherie récréative, les efforts s'ayant récemment concentrées sur des débarquements limités de thons rouges de taille moyenne (119-185 cm).

Ces mesures de gestion pourraient avoir des impacts sur la CAA qui sont quelque peu indépendantes de la disponibilité. Pour les indices d'abondance qui sont utilisés pour calibrer les modèles appliqués à la CAA (et qui visent donc, en partie, à contrebalancer ces impacts), les changements potentiels du comportement de pêche et les préférences pour cibler des classes de tailles spécifiques de thon rouge sont pris en compte de plusieurs manières. Une d'entre elles viserait à restreindre les observations aux sorties qui ciblent activement chaque classe de taille spécifique, à enregistrer les captures spécifiques aux classes de taille, à inclure les poissons relâchés et à inclure les mesures de gestion comme facteurs de standardisation.

JAPON : Le Japon utilise l'engin de palangre pour capturer le thon rouge dans l'océan Atlantique. En 2010, le nombre de navires se livrant à la pêche de thon rouge dans l'Atlantique Ouest a été ramené à moins de 10 embarcations. Les récentes captures dans l'Ouest (environ 250-400 t au cours de l'année de pêche japonaise) ont fluctué, probablement en raison des réglementations de gestion. Le mode opérationnel s'est également modifié au cours de ces dernières années dans l'Atlantique Ouest. La pêche dans l'Atlantique Ouest démarre au début du mois de décembre. Or, cette activité de pêche dans la zone du Nord-Ouest s'est réduite au cours de ces dernières années, étant donné que la capture réalisée par cette pêcherie inclut des poissons relativement petits (< 100 cm). Afin d'éviter de capturer ces petits poissons, quelques pêcheurs se sont déplacés jusqu'à une zone située au Nord et à l'Est de la Floride/du Banc des Bahamas (zone méridionale ICCAT BF55/zone septentrionale ICCAT BF61) entre les mois de janvier et de mars. Dès que le quota de chaque navire est atteint, celui-ci met fin à ses activités de pêche. Au cours de l'année calendaire 2009, la prise de thon rouge de l'Atlantique Ouest réalisée par la flottille palangrière japonaise s'est élevée à 162 t.

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

Comme il a été antérieurement noté, la CAS et la CAA pour l'Atlantique Ouest ont été créées comme cela été décrit dans les documents SCRS/2010/119 (révisé) et SCRS/2010/120, les résultats étant illustrés dans l'**Appendice 6** sur les valeurs d'entrée de la VPA. Les résultats du langage R AgeIT ont également été utilisées pour produire une CAA partielle correspondant à certains indices avec des restrictions sur les tailles et les mois, processus qui a été facilité par le nouveau logiciel.

3.3 Estimations de l'abondance relative

3.3.1 Indices d'abondance relative et indicateurs des pêcheries – Est

3.3.1.1 Indices primaires

Le Groupe a reconnu que la réunion de préparation des données tenue en juin 2010 a examiné les séries d'indices d'abondance disponibles et a formulé quelques recommandations portant sur leur actualisation et leurs améliorations (cf. Tableaux 7, 8 et 9 du rapport de la réunion de préparation des données, 2010). Les séries actualisées utilisées dans l'évaluation de 2008 et les nouvelles séries ont été examinées. Les indices présentés à la réunion d'évaluation de 2008 (Anon. 2009) ont tous été actualisés, sauf pour la pêcherie de canneurs espagnols opérant dans le Golfe de Gascogne. Il s'agit des indices de madragues espagnoles, madragues marocaines, de séries historiques de canneurs espagnols dans le Golfe de Gascogne et de la pêcherie palangrière japonaise dans l'Atlantique Est (Sud de 40°N) et la Méditerranée, et dans l'Atlantique Nord-Est (Nord de 40°N). Toutes les CPUE disponibles échelonnées à leurs valeur moyenne et coefficients de variation (CV), lorsqu'elles sont calculées, sont fournies aux **Tableaux 2** et **3** et à la **Figure 15**.

Le SCRS/2010/079rev a obtenu l'indice d'abondance standardisé par GLM pour la flottille de canneurs ciblant le thon rouge dans le Golfe de Gascogne de 1952 à 1980. Les données sur les débarquements historiques (1952-1980) de thon rouge (45.258 sorties réalisées par 373 navires) ont été récupérées d'Hondarribia, le principal port de pêche des canneurs ciblant le thon rouge dans l'Atlantique Nord-Est. Les interviews des vieux pêcheurs ont permis au groupe de comprendre la dynamique de la pêcherie à cette époque et a aidé l'analyse. Comme l'introduction des sonars en 1973 a nettement affecté l'efficacité de la pêche, la période analysée a été divisée en deux périodes : 1952-1972 et 1973-1980. L'indice estimé a dégagé une tendance descendante de 1956 à 1962, suivie d'une période d'augmentation constante, avec un pic en 1970. La tendance qui apparaît au cours des années 70 est conforme aux travaux antérieurs réalisés par d'autres auteurs. En outre, la tendance descendante dans les années 50 et au début des années 60 pourrait appuyer l'hypothèse de faible recrutement pendant ces années.

Le SCRS/2010/097 a fourni des informations sur les facteurs qui affectent les taux de capture nominale en poids de deux senneurs espagnols (dont le port d'attache est Balfegó) pêchant le thon rouge dans la zone des Baléares pendant la saison de frai entre 2000 et 2010. La réglementation récemment mise en œuvre (système de quota par engin) semble avoir affecté la CPUE car la pêcherie a cessé ses activités avant la meilleure saison. Les séries analysées ont montré une tendance à la hausse au cours des trois dernières années.

Le SCRS/2010/106 présentait la CPUE standardisée pour les madragues espagnoles de thon rouge proches de Gibraltar au titre de la période 1981-2009. La CPUE a été standardisée à l'aide d'une approche de GLM selon une distribution d'erreur binomiale négative. Les séries analysées ont montré une tendance à la hausse au cours des dernières années. En 2009, le taux de capture était supérieur à la moyenne. Au total, 2.000 poissons ont été relâchés car les madragues avaient atteint leur quota.

Le SCRS/2010/111 fournissait des indices standardisés d'abondance relative par âge pour le thon rouge capturé par les madragues espagnoles situées à proximité du Détroit de Gibraltar au mois de mai, au titre de la période 1984-2009. La standardisation a été réalisée par GLM en postulant une distribution d'erreur binomiale négative. La CPUE standardisée a fait apparaître une tendance à la hausse pour les cinq dernières années, notamment pour les âges 8 à 10+. Il existe également un étroit ajustement entre les indices pour ces âges plus avancés et ceux de la série standardisée agrégée par âge.

Le SCRS/2010/110 a actualisé la CPUE nominale par âge pour la pêcherie de canneurs ciblant le thon rouge dans le Golfe de Gascogne de 1975 à 2009. La standardisation n'a pas été actualisée pour les récentes années, 2008 et 2009, étant donné que les mesures de gestion affectaient la stratégie de pêche. Comme des quotas hebdomadaires ou mensuels ont été introduits pour chaque navire, la CPUE ne représente donc pas entièrement

l'abondance. Les données commerciales de prise et d'effort (par sortie) sont disponibles, et ces captures par catégories ont été converties en prise par âge en appliquant des clefs saisonnières âge-taille. La CPUE nominale par âge a indiqué la présence de fortes cohortes au cours de ces dernières années. En 2009, les indices pour les âges 2 à 5 ont montré une tendance à la baisse, tandis que celui pour les âges plus avancés a fait apparaître une tendance à la hausse.

Cette présentation a été suivie d'une discussion sur les effets des mesures réglementaires sur la CPUE estimée. Il a été conclu que, bien qu'il y ait quelques problèmes, cette série est importante, sachant qu'il s'agit du seul indice pour le thon rouge juvénile dans l'Atlantique Est. On a également convenu que la standardisation de la CPUE pour 2006 et 2009 était difficile (il convient de consulter la section 4.3 plus avant). On a réitéré l'importance de développer un indice d'abondance indépendant des pêcheries.

Le SCRS/2010/124 a actualisé la CPUE standardisée de la pêcherie palangrière japonaise pour la période courant de la moitié des années 70 à 2009. Des indices ont été développés pour trois zones : l'Atlantique Ouest (Ouest des lignes de démarcation), l'Atlantique Nord-Est (centre à nord-est de l'Atlantique Nord) et l'Atlantique Est (au large de Gibraltar) à l'ouest de la mer Méditerranée. Les indices ont été standardisés au moyen d'un modèle delta-normal avec effet aléatoire. Depuis 2000, l'indice de l'Atlantique Ouest fait apparaître des tendances ascendantes et des valeurs considérablement élevées ont été observées en 2007 en raison du grand nombre de petits thons rouges capturés. L'indice d'abondance dans l'Atlantique Nord-Est est demeuré à un niveau moyen pendant plusieurs années, sauf en 1996, après quoi il a connu une hausse en 2009. Cet indice devient plus utile car la principale partie de la prise japonaise provenait de ce lieu de pêche ces dernières années. L'indice d'abondance dans l'Atlantique années 80, puis il a chuté, atteignant son plus bas niveau en 1996. Depuis lors, il connaît une tendance légèrement à la hausse, tandis que des valeurs relativement élevées ont été enregistrées plusieurs fois dans les années 2000.

Des discussions ont eu lieu sur l'importance et/ou l'utilisation de la série de l'Atlantique Nord-Est, et de la forte valeur observée en 2009 dans la série de l'Ouest. Il a été noté que plus de 80% de la récente capture japonaise dans l'Atlantique Est provenait de la zone Nord-Est (centrale) et les opérations en Méditerranée et au large de Gibraltar diminueront encore plus dans un avenir immédiat. On a également noté que la série du Nord-Est couvre désormais une période de pratiquement 20 ans. Les saisons de pêche sont différentes et la taille des poissons capturés s'est également avérée différente (les prises réalisées dans l'Atlantique Nord-Est font apparaître des thons rouges de plus petites tailles). Ceci a été un facteur décisif en faveur de l'adoption de la nouvelle série du Nord-Est pour les scénarios de la VPA (consulter les discussions apparaissant à la section 4). Il a également été noté que les auteurs ont essayé, sans succès, d'estimer ces séries de CPUE par âges, et davantage de recherche est requise.

Abid et Idrissi (2010) ont soumis des indices d'abondance relative actualisés du thon rouge capturé par les madragues marocaines de l'Atlantique dans la zone d'influence du Détroit de Gibraltar au cours de la période 1986-2009. La standardisation a eu lieu à l'aide d'une approche de GLM selon une distribution d'erreur binomiale négative. La série standardisée dégage une tendance à la hausse depuis 2004.

Le SCRS/2010/096 a proposé un emploi plus actif de divers indicateurs des pêcheries montrant les changements observés dans la pêcherie palangrière japonaise ciblant le thon rouge, une pêcherie d'une importance primordiale dans les études sur ce stock. Le document a d'abord examiné divers types d'indicateurs géographiques basés sur des cartes de pêche et des diagrammes camembert *ad hoc* qui faisaient apparaître les principales caractéristiques et modifications survenues dans cette pêcherie. Les principaux indicateurs étudiés étaient la mesure des efforts ciblant le thon rouge à l'aide de trois méthodes, les CPUE correspondantes et les tailles de la zone pêchée, annuellement et mensuellement. Le document a recommandé que les tendances et les anomalies découvertes dans ces indicateurs, à titre d'exemple concernant les très grandes anomalies observées en 2009 dans cette pêcherie de thon rouge, soient prises en compte et discutées pendant le processus d'évaluation des stocks lancé par le SCRS en 2010.

Compte tenu de l'absence d'indice de canneur standardisé pour les deux dernières années de l'évaluation (2008-2009), le Groupe a demandé de standardiser la série alternative de taux de capture agrégé par âge de la pêcherie de canneurs ciblant le thon rouge dans le Golfe de Gascogne (García et al. 2007). La principale différence par rapport à l'indice standardisé désagrégé par âge utilisé pour la calibration, par la VPA, des âges 2 et 3 dans l'évaluation de 2008 réside dans le fait qu'il incluait uniquement les navires d'Hondarribia (sauf ceux de Getaria, qui étaient plus grands et plus sujets à cibler le germon). En outre, l'effort a été mesuré en tant que jours en mer (au lieu de jours en mer ciblant le thon rouge), et l'on estime que celui-ci a été moins affecté par les récentes réglementations qui pourraient avoir modifié, dans une certaine mesure, le comportement de la flottille

(notamment les questions de ciblage). Pendant la réunion, le modèle final incluant année, mois et capitaine comme effets fixes et année-mois comme interaction aléatoire, a été actualisé pour la période 1950-2009, et mis à la disposition du Groupe.

En outre, une série standardisée actualisée pour les madragues marocaines et espagnoles combinées dans la zone du Détroit de Gibraltar (telle qu'utilisée dans l'évaluation de 2008) pour la période 1981-2009 a également été mise à la disposition du Groupe.

3.3.1.2 Indices historiques

Le Groupe a reconnu que les indices des CPUE nominales historiques des canneurs français ont été développés à la session de 2008, afin de réaliser une VPA historique remontant à 1955, fondée sur les données de la Tâche II de l'ICCAT au titre de 1952-1977. En outre, la CPUE des senneurs norvégiens (productions divisées par le nombre de navires) au titre de 1955-1986, fournie par Fromentin et Restrepo (2009) dans la Figure 1c, a été utilisée dans les analyses de 2008 pour la VPA historique. En ce qui concerne la CPUE des senneurs au titre de 1963, on a souligné que l'effort de pêche (nombre de navires) ne pouvait pas refléter l'effort réel, mais en l'absence d'information alternative, cet indice a été utilisé. La série historique de canneurs français a été substituée par la série nouvellement soumise pour le thon rouge capturé par la pêcherie de canneurs dans le Golfe de Gascogne pour la période 1952- 1972 (SCRS/2010/079rev), étant donné que cet indice a été standardisé.

3.3.2 Indices d'abondance relative et indicateurs des pêcheries – Ouest

Le document SCRS/2010/096 proposait le développement d'une série d'indicateurs des pêcheries de la flottille palangrière japonaise à des fins d'évaluation des stocks. Ces indicateurs des pêcheries incluent des cartes des prises de thon rouge mensuelles, des diagrammes circulaires résumant les changements spatio-temporels dans les zones d'opération, les estimations de l'effort de pêche, la CPUE nominale, les changements annuels dans les zones de pêche et le poids moyen de la capture. Le document a également suggéré l'existence d'une divergence entre la trajectoire de la biomasse du stock Est et l'indice d'abondance de la flottille palangrière japonaise, et il a recommandé que le SCRS étudie cette question. Le document a, en outre, émis l'hypothèse selon laquelle des changements dans les zones de pêche de la flottille palangrière japonaise pourraient être liés à l'état du stock ou au schéma de migration saisonnier du thon rouge. Toutefois, on a souligné que les changements de la zone d'opération de la flottille palangrière japonaise dans tout l'Atlantique sont liés aux réglementations de gestion.

Le document a également identifié des réductions dans le poids moyen (estimé comme le ratio entre les données de la Tâche I et de la Tâche II) de la capture au titre des années 2006, 2007 et 2009. On a expliqué que les réductions du poids moyen en 2006 et 2007 étaient dues à une proportion exceptionnellement grande de petits thons rouges dans la prise.

Le document SCRS/2010/101 a été présenté comme un addendum au document SCRS/2010/070 qui a été soumis à la réunion de préparation des données. Le document SCRS/2010/101 explorait l'effet potentiel du filtrage des données, des réglementations de gestion et de l'influx de poissons plus petits (FL<177 cm) sur le taux de capture estimé de la pêcherie à la canne et moulinet et à la ligne tendue opérant dans le Golfe du St Laurent. Les auteurs ont indiqué que le fait de restreindre les données aux seuls navires qui ont participé de façon cohérente à la pêcherie réduit grandement les données disponibles à environ 15% uniquement des données d'origine ; il a donc été recommandé de ne pas appliquer un tel filtre. Même si les réglementations de gestion semblaient altérer le comportement de la flottille, l'impact sur la standardisation du taux de capture n'a pas encore été totalement exploré. Les auteurs ont également indiqué que l'influx des petits poissons ne semblait pas avoir un effet significatif sur les taux de capture estimés. Toutefois, certaines incohérences ont été identifiées dans les données de taille de 2009 et la question devra être étudiée plus avant. Le Groupe a réitéré l'importance des indices canadiens comme étant un reflet de la SSB, sachant que les études sur les micro-éléments d'otolithes indiquent que les pêcheries canadiennes capturent presque exclusivement du poisson en provenance de l'Ouest. Il a donc été suggéré d'examiner la structure taille/âge des captures utilisée pour développer les indices en vue d'estimer avec exactitude la gamme d'âge qu'ils reflètent.

On a également indiqué que si la proportion des petits poissons (FL<177 cm) dans les captures augmentait dans le temps (c'est-à-dire présence accrue de petits poissons uniquement dans la partie postérieure de la série temporelle) mais que l'on postulait que la sélectivité demeurait constante, la VPA interpréterait ces changements comme un influx de petits poissons dans la population. On a indiqué qu'il n'était pas possible de développer les indices en utilisant uniquement les données de prise et d'effort pour les plus gros poissons (FL > 177 cm) en

raison du manque d'information sur la prise par taille dans les premières années des séries temporelles. A l'issue d'un examen plus poussé des données, il a été décidé que l'indice pour le Golfe du St Laurent représentait un groupe d'âge 13+, tandis que pour l'indice de la Nouvelle Ecosse, deux postulats différents seraient utilisés : Ages 5-14 et 8-14.

Le Groupe a également discuté de la pertinence du document SCRS/2010/116 (cf. Section 3.2) pour l'estimation des indices d'abondance. Il a été noté que l'identification des changements dans la distribution spatiale des espèces-cibles, comme celle présentée dans le document mentionné, peut fournir des informations très utiles pour le développement d'indices d'abondance et l'interprétation des tendances de l'abondance.

Le document SCRS/2010/124 présentait les indices d'abondance révisés pour la flottille palangrière japonaise qui incluait quelques améliorations techniques. Le Groupe a constaté que les estimations nominales et standardisées étaient similaires, sauf pour la dernière année de la série temporelle. Il a été noté que cette différence était très probablement due à un petit nombre d'observations réalisées en 2009. Etant donné qu'une plus forte proportion de petits poissons faisait partie de la capture dans la dernière partie de la série temporelle, il a été suggéré, à la réunion de préparation des données sur le thon rouge, d'explorer la possibilité d'estimer un indice sans inclure les informations de prise et d'effort pour les classes de taille plus petites. Toutefois, les auteurs ont indiqué qu'il n'était pas possible de donner suite à la recommandation. Le Groupe était d'accord avec la recommandation formulée pendant la réunion de préparation des données en ce qui concerne le fait d'exclure l'estimation de 2009 du cas de base de la VPA, mais de l'inclure dans le cadre d'un scénario de sensibilité. Le Groupe a également examiné une courte série de CPUE nominale pour les années 2006-2009 pour la flottille palangrière japonaise opérant dans les zones d'échantillonnage de l'ICCAT BF55 et BF61 (zone 60°-80° W et 25°-35° N). Cette série de CPUE n'a pas été présentée en tant que partie du document. La tendance générale de cette série de CPUE concordait généralement avec la tendance dégagée par la flottille palangrière des Etats-Unis dans le Golfe du Mexique. Le Groupe a conclu que l'indice était trop court pour être inclus dans l'évaluation, mais il a noté que la tendance à la hausse était compatible avec celle de l'indice palangrier des Etats-Unis du Golfe du Mexique. Le Groupe a reconnu que l'indice japonais pourrait être très utile pour les futures évaluations de stocks et il a encouragé la poursuite des efforts visant à collecter les données nécessaires à son estimation.

Le **Tableau 4** illustre les indices d'abondance pour le thon rouge de l'Ouest dont disposait le Groupe. Pour obtenir des descriptions détaillées des indices inclus dans le tableau mentionné, le lecteur devrait consulter le « rapport de la réunion de préparation des données sur le thon rouge de 2010 ». Les indices utilisés dans le cas de base du modèle d'évaluation sont présentés avec leurs limites de confiance de 95% dans la **Figure 16** et sont contrastés par zone pêchées dans la **Figure 17**.

4 Méthodes et autres données pertinentes pour l'évaluation

4.1 Méthodes – Est

Plusieurs documents ont été présentés au titre de ce point de l'ordre du jour. Le document SCRS/2010/123 présentait une comparaison entre deux méthodes d'estimation de la prise par âge (requise pour la VPA) à partir de la prise par taille, à savoir le découpage des âges déterministe par opposition à une méthode statistique qui postule que la prise par taille est composée d'un mélange de distributions de fréquences de tailles. Cette méthode est essentiellement similaire à Multifan, en ce sens qu'elle est capable de s'ajuster à une gamme d'échantillons de taille consécutifs, d'estimer les paramètres de croissance de base et de fournir des proportions par âge dans la capture. Les analyses ont servi à souligner la façon dont la qualité des données a décliné au cours de ces dernières années, où les estimations des proportions par âge ont des coefficients de variation très élevés.

Le document SCRS/2010/103 examinait les modes de sélectivité parmi les engins et les années pour le thon rouge capturé dans l'Atlantique Nord-Est et la Méditerranée entre 1970 et 2009, en utilisant les analyses des courbes de capture. Les principaux résultats pourraient se résumer comme suit : (i) le schéma général de sélectivité a fortement varié dans le temps, passant des âges 1-3 aux âges 10+ des années 70 aux années 2000 ; (ii) cet important déplacement temporal résultait essentiellement des changements dans les schémas de sélectivité des senneurs ; (iii) ces variations drastiques dans la sélectivité entre les engins et les années peuvent affecter de simples indicateurs qui n'incorporent pas ces informations ; (iv) la matrice de prise par âge (CAA) semble être détériorée par plusieurs incohérentes qui affectent principalement la prise par âge partielle des senneurs dans les années 2000, des palangriers en 1982, 2007 et 2009 et, en second lieu, des canneurs en 2000 ; et (v) les sélectivités aux âges 9 et 10+ sont assez différentes entre les engins et/ou l'époque, ce qui rend difficiles les spécifications des F terminaux (soit les F-ratios) dans une analyse ADAPT-VPA lorsque le groupe « plus »

est 10+. Les auteurs ont conclu que comme les sélectivités aux âges 14 et 15+ semblent plus similaires et plus stables, il pourrait être raisonnable de réaliser une analyse ADAPT-VPA sur un groupe « plus » de 15+ plutôt que sur un groupe de 10+.

Le document SCRS/2010/122 a examiné l'importance de la spécification de la croissance dans le groupe « plus » lorsqu'on réalisait des projections basées sur la VPA pour les espèces de grande longévité comme le thon rouge. Souvent, les données ne suffisent qu'à modéliser un nombre limité d'âges et c'est pourquoi un âge relativement jeune est choisi pour le groupe « plus ». Toutefois, au fur et à mesure qu'un stock décimé se rétablit et se rapproche de B_{PME} , le nombre de poissons dans le groupe « plus » et la moyenne de leur âge et de leur taille s'accroit. C'est pourquoi le fait d'ignorer les dynamiques d'un groupe « plus » peut donner lieu à des biais considérables dans les projections de stocks. Le document a comparé deux façons de modéliser le groupe « plus » dans les projections : i) en actualisant l'âge moyen dans le groupe « plus » et ii) en élargissant le groupe « plus » à un âge plus avancé.

Le document SCRS/2010/104 a examiné le biais potentiel dans les estimations de la VPA pour le thon rouge dans l'Atlantique Est et la Méditerranée en vertu de schémas d'exploitation alternatifs. Ceci a été fait en simulant une population, une capture et des CPUE sur 39 ans de 1970 à 2008. Dans le modèle opérationnel, deux niveaux de bruit ont été ajoutés à la capture et aux CPUE (50 et 100%) et trois modes de pêche ont été explorés (F= F_{PME} , F augmente de façon linéaire de 0,5 F_{PME} à 2,5 F_{PME}, F augmente de façon linéaire de 0,5 F_{PME} à 2,5 F_{PME} durant les 34 premières années et diminue à F_{PME} au cours des cinq dernières années). Les auteurs ont également testé différentes hypothèses sur l'impact des F-ratios terminaux et la mortalité naturelle utilisée dans la VPA actuelle, ainsi que l'impact de la CPUE aléatoirement créée pour la palangre et la CPUE de la madrague. Les résultats ont montré que la VPA est solide pour estimer la SSB, même si le niveau du bruit (blanc) dans la capture et les CPUE atteint 100%. Toutefois, les F sont généralement surestimés, notamment pour les derniers âges et la dernière année du scénario. Les CPUE créées aléatoirement ont un fort impact sur les estimations pour F à l'âge 8-10+, ce qui concorde avec le fait que les CPUE utilisées aléatoirement se rapportent principalement à ces âges. Lorsque la mortalité par pêche chutait au cours des dernières années, la SSB estimée par la VPA ne montrait aucun signe de rétablissement, alors que c'est le cas dans le modèle opérationnel. Ces résultats indiquent que l'un des principaux biais pouvant mener à de fausses estimations de la SSB et de F pourrait être l'estimation de l'âge à partir de la courbe de von Bertalanffy. Le Groupe a formulé quelques suggestions pour les travaux à mener à l'avenir dans cette ligne, tels que la réalisation d'analyses de simulation similaires tenant compte d'un groupe plus bien plus âgé (p.ex. 40+) et l'élaboration d'une procédure d'évaluation de la stratégie de gestion.

Le document SCRS/2010/105 a présenté une recherche approfondie des publications visant à proposer un prior informatif pour le taux de croissance de la population de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée, puis il a évalué les performances d'un modèle dynamique de biomasse, dans un cadre bayésien « state-space ». Les auteurs ont découvert que les résultats du modèle étaient le plus sensibles à l'incertitude entourant la mortalité naturelle à l'âge 0 (M0) (comme c'est le cas pour toutes les espèces de poissons). Lorsque ce modèle est appliqué à la prise de thon rouge et aux séries temporelles de CPUE de 1976 à 2009, les résultats ont tendance à indiquer des incohérences entre les distributions a priori du taux de croissance de la population, certaines valeurs de m (le paramètre de forme), les séries de CPUE relativement faible (0,3) et m < 2 n'ont pas permis au modèle de converger. Pour parvenir à la convergence, les contraintes sur le taux de croissance de la population (r) doivent être relâchées pour permettre de plus fortes valeurs, et/ou bien le modèle doit être restreint à une série temporelle plus courte (c'est-à-dire évitant les fortes prises de la dernière décennie).

Le document SCRS/2010/095 révisait quelques-uns des principaux facteurs qui peuvent affecter le calcul des points de référence biologiques du thon rouge de l'Atlantique. Compte tenu des caractéristiques biologiques spécifiques des stocks de thon rouge en général, et en raison des incertitudes entourant les données, les ajustements de modèles et les estimations, notamment de la PME, l'auteur a recommandé que le SCRS considère les points de référence biologiques (BRP) avec une plus grande portée qui inclue les BRP à partir d'information de la PME en conditions de non-équilibre, telle que celle fondée sur Bloss. L'auteur a également recommandé de vérifier si la VPA actuelle était ou non capable de fournir des informations fiables compte tenu des données peu fiables de prise par âge. Sinon, le programme de rétablissement pourrait ne pas être efficace. En pareille situation, il a préconisé l'utilisation d'indicateurs des pêcheries plus simples, comme la CPUE.

Pendant la discussion, les membres du Groupe ont fait remarquer que des travaux antérieurs avaient fait apparaître que le cadre actuel d'évaluation et de gestion (essentiellement des évaluations basées sur la VPA et la gestion basée sur la PME) peut fonctionner si les fluctuations historiques observées au cours d'années antérieures sont dues à des fluctuations naturelles de la capacité de charge, mais pas si elles reflètent des changements du schéma de migration.

Le document SCRS/2010/126 présentait les tendances simulées de la biomasse du thon rouge de l'Est en vertu des réglementations de gestion actuelles. Les auteurs ont estimé que les prises de thon rouge juvénile (< 30 kg) ont chuté considérablement en raison des réglementations actuelles. Si cette situation persiste, selon un modèle de projection de la matrice stochastique, les auteurs ont prédit que d'ici à 2010, il y aura environ un million de thons d'âges 1 à 7 de plus qu'en 2006, avec une augmentation d'environ 26.000 t (intervalles de confiance de 95% 15.795 – 35.481 t). D'ici à 2020, la population devrait augmenter d'environ 1,6 million de spécimens d'âges allant jusqu'à 17 ans, ce qui impliquera une hausse de la biomasse de 109.178 t (intervalles de confiance de 95% 98.264 – 118.173 t), si on compare ces chiffres avec ceux de 2006.

Spécifications de la VPA appliquées au stock de l'Atlantique Est et de la Méditerranée

Nonobstant les incertitudes entourant les données de prise par âge et de l'indice d'abondance décrites ci-dessus, le Groupe a décidé de lancer une nouvelle fois une VPA ADAPT (telle que mise en œuvre dans VPA-2box), comme il l'avait fait pour les dernières évaluations.

Le jeu convenu de scénarios est spécifié au Tableau 5. Tous les scénarios ont tenu compte des données de prise par âge pour les années 1950-2009. Le scénario 1 est un scénario de continuité, similaire au scénario 13 réalisé dans l'évaluation de 2008 (qui constituait le cas de base). Les séries de CPUE utilisées pour le calibrage de la VPA étaient : canneurs espagnols pour l'âge 2, canneurs espagnols pour l'âge 3, données historiques des canneurs espagnols pour les âges 2 et 3 (remplaçant les données nominales historiques des canneurs français, tel que convenu à la réunion de préparation des données), senneurs norvégiens pour les âges 10+, madrague espagnole-marocaine combinée pour les âges 6+ et palangre japonaise de l'Atlantique Est et de la Méditerranée pour les indices d'âges 6+. S'agissant du cas de base de 2008, le scénario 1 a été appliqué à la prise par âge (CAA) tronquée en 2006 à des fins de comparaison. Les principales différences entre les deux scénarios résident dans la CAA actualisée. Les autres spécifications techniques de la VPA sont demeurées les mêmes pendant les deux scénarios (Tableau 5). On a appliqué une contrainte de quatre ans sur la vulnérabilité (sd=0.5, cf. SCRS/08/089 pour obtenir des détails). Les indices de CPUE ont été pondérés en parts égales. Les F de l'année terminale ont été estimés pour les âges 2 à 9, et F1 a été établi à 0,75*F2. Les F-ratios ont été fixés selon 2008, c'est-à-dire égaux à 0,7 pour la période 1950-1969, égaux à 1 pour la période 1970-1984, égaux à 0,6 pour la période 1985-1994 et égaux à 1,2 à partir de 1995. Le vecteur de mortalité naturelle demeure le même que celui utilisé pour le stock de l'Est depuis 1998, c'est-à-dire un vecteur spécifique de l'âge mais ne variant pas avec le temps (cf. Anon. 1999).

Un ensemble de spécifications différentes a ensuite été recherché afin de tester la sensibilité de la VPA à divers postulats techniques et le choix des séries de CPUE. Le scénario 2 était similaire au scénario 1, mais la prise par âge a été prolongée jusqu'en 2009 et les F-ratios fixés à 1 au lieu du vecteur de F-ratios de 2008. Les scénarios 3 et 4 sont similaires aux scénarios 1 et 2, exception faite du fait que tous les F terminaux sont estimés. Compte tenu de l'absence d'indices de calibrage pour les deux dernières années aux âges 2 et 3, le modèle n'avait aucune information pour calibrer les âges précoces des dernières années (étant donné que les indices de la CPUE des canneurs spécifiques de l'âge ne pouvaient pas être actualisés et se terminent en 2007). Afin d'essayer de surmonter ceci, le scénario 5 a ressemblé au scénario 1, mais n'a pas utilisé les indices des canneurs spécifiques de l'âge. Les F terminaux pour les âges 4 et plus ont été estimés, tandis que les F terminaux pour les âges 1 à 3 ont été fixés à un ratio donné de F à l'âge 4. Le scénario 6 est similaire au scénario 5 avec un F-ratio fixé égal à 1. Les scénarios 7 et 8 sont similaires aux scénarios 5 et 6 mais ils incorporent une contrainte sur la variabilité du recrutement sur une période de deux ans (sd=0,5) afin d'essayer de préserver la cohérence au sein de la série temporelle de recrutement (il convient de noter que la prise à l'âge 1 et 2 a fortement chuté en raison de la mise en œuvre d'une réglementation de taille minimum plus restrictive en 2007).

Les scénarios 9 et 10 sont similaires aux scénarios 7 et 8 mais sans la contrainte sur la vulnérabilité pour les deux dernières années. Les scénarios 11 et 12 sont similaires aux scénarios 7 et 8 mais ils incorporent l'indice palangrier japonais de l'Atlantique Nord-Est. Les scénarios 13 et 14 sont similaires aux scénarios 11 et 12, mais ils réincorporent les indices des canneurs 2 et canneurs 3 spécifiques de l'âge, estimant tous les F terminaux et tenant compte d'une contrainte de trois ans sur la vulnérabilité. Les scénarios 15 et 16 sont similaires aux scénarios 13 et 14, mais ils utilisent l'indice de canneur agrégé par âge (qui s'étend jusqu'en 2009 compris) au lieu des indices de canneur 2 et canneur 3 spécifiques de l'âge (qui s'étendent jusqu'en 2007 compris). Finalement, les scénarios 17 et18 tiennent compte d'un groupe + plus âgé (âge 16+) avec des F-ratio fixés (=1). Ces scénarios ont fait l'objet d'une étude afin d'éviter les choix difficiles sur les F-ratios dont on sait très bien

qu'ils ont un fort impact sur les résultats de la VPA et donc sur la perception de l'état des stocks. Le scénario 17 est similaire au scénario 14 et le scénario 18 est similaire au scénario 16 (c'est-à-dire que seul change le choix de l'indice de CPUE des canneurs utilisé).

Finalement, le Groupe a retenu les scénarios 13, 15, 17 et 18 et les a relancés à l'aide de la matrice de prise par âge réajustée (telle que définie en 2008).

Analyse statistique de la prise (ASAP)

Lors de la réunion de préparation des données tenue en juin 2010, il a été indiqué que « les incertitudes liées à la prise par taille et la conversion correspondante en CAA au moyen du découpage par cohorte suggèrent que le modèle statistique de prise par âge, comme le Multifan-CL ou le Stock Synthèse, serait plus approprié pour modéliser le thon rouge que la VPA » (page 11). Ce point fait état d'une mise en œuvre préliminaire d'une autre analyse statistique de la prise par âge, à savoir ASAP.

ASAP (*Age Structured Assessment Program*, programme d'évaluation structuré par âge) (disponible à l'adresse suivante : http://nft.nefsc.noaa.gov/ASAP.html) « est un modèle structuré par âge qui utilise des calculs en avant postulant la séparabilité de la mortalité par pêche entre les composants d'année et d'âge afin d'estimer les tailles des populations sur la base des prises observées, de la prise par âge et des indices d'abondance. Les rejets peuvent être traités explicitement. Le postulat de la séparabilité est flexible et permet de calculer spécifiquement la flottille. Il permet de plus à la sélectivité par âge de changer facilement dans le temps ou dans des blocs d'années. Le logiciel peut aussi permettre à la capturabilité associée à chaque indice d'abondance de varier correctement dans le temps. Les dimensions du problème (nombre d'âges, d'années, de flottilles et d'indices d'abondance) sont définies au moment de leur saisie et ne sont limitées que par le matériel. La saisie est réalisée en postulant que des données sont disponibles pour la plupart des années, mais des années peuvent également faire défaut. Le modèle ne permet actuellement pas d'utiliser des données de longueur ni des indices des taux de survie. Les diagnostics comprennent les ajustements d'indices, les valeurs résiduelles dans la prise et la prise par âge et des calculs efficaces d'échantillons de tailles. Les poids sont saisis pour les différentes composantes de la fonction objective et permettent des modèles types relativement simples et structurés par âge jusqu'à des modèles intégralement paramétrés ». (*http://nft.nefsc.noaa.gov/ASAP.html*).

ASAP a été conçu par Christopher Legault et Victor Restrepo (Legault et Restrepo, 1999) en vue d'incorporer « plusieurs fonctionnalités de modélisation qui ont été débattues par le SCRS au cours des années récentes, notamment lors des réunions du Groupe d'espèces sur le thon rouge » (Legault et Restrepo, 1999, page 1).

Pour l'Atlantique Est et la Méditerranée, les prises par âge de 1970 à 2009 et les âges 1 à 25 + ont été utilisés. La formulation finale estimait trois blocs aux fins de la sélectivité (une formulation a été tentée avec quatre blocs pour estimer la sélectivité en 2008-2009, mais les sélectivités n'étaient apparemment pas correctement estimées), sept indices de la taille des stocks (BB2, BB3, BB4, TrapMAR_ESP, JLL5 + Med, JLL Med, JLL Nord appliqués aux mêmes âges que dans l'évaluation de la VPA) et des CV raisonnablement élevés pour les recrues (0,7) et les indices de la taille du stock (de l'ordre de la RSME à partir d'une formulation initiale). Il a été postulé que la prise totale était connue de façon relativement précise (CV = 0,01).

L'analyse de la courbe des classes d'âges

Outre les scénarios de la VPA, le groupe a également décidé de mettre à jour les analyses de la courbe des classes d'âges qui ont été appliquées en 2006 et 2008 pour estimer la mortalité totale avec une autre approche méthodologique (Anon. 2007 et Fromentin et al. 2007). Contrairement à l'analyse de la courbe de capture qui postule un recrutement constant d'année en année, l'analyse de la courbe des classes d'âge est calculée sur les cohortes. Dès lors, le postulat d'un recrutement constant peut être assoupli. Z, la mortalité totale, est estimé comme étant la pente de la régression sur C par âge sur une cohorte donnée. Par conséquent, le fait que Z soit postulé comme étant constant dans la gamme d'âges de la cohorte donnée, mais pas entre les cohortes, représente une limitation de cette approche. Un autre postulat établit que la vulnérabilité aux engins de pêche demeure constante sur une gamme d'âges qui a été fixée pour les âges 11 à 19 pour les madragues de l'Atlantique Est espagnol. Habituellement, la CPUE par âge doit être utilisée au lieu de la prise par âge afin de tenir compte des changements dans l'effort, mais cela n'a pas été appliqué aux madragues étant donné que l'effort est supposé être constant dans le temps (Fromentin et al. 2007). Les analyses suivantes ont été donc appliquées sur la prise partielle par âge des madragues espagnoles de 1960 à 2009.

Modèle dynamique de biomasse

Le modèle bayésien dynamique de biomasse présenté sous la cote SCRS/2010/105 a également été étudié en utilisant les données mises à jour des madragues, de la CPUE japonaise et de la prise déclarée/réajustée de 1975 à 2009. Le groupe a concentré ses recherches sur différentes distributions a priori pour les paramètres démographiques suivants : taux de croissance intrinsèque de la population, $r \sim normal (0,35, 0,2)$ et pour K, la capacité de charge, nous avons utilisé K ~ Normal (350000, 0,3 * 350000) et log(K) ~ Uniforme (log(200000), log(800000)). Le modèle généralisé de biomasse et le modèle dynamique de biomasse de type Schaefer (paramètre de forme, m = 2) ont été ajustés pour chaque scénario. Dans le cadre de l'utilisation du modèle de production généralisée de biomasse, la distribution a priori pour m a été fixée selon une distribution uniforme oscillant entre 1,1 et 3,5. Deux valeurs pour la biomasse initiale en 1975 (50% et 90% de la capacité de charge) ont été testées. Pour ce faire, des indices standardisés de CPUE des palangriers japonais (zone 5 et Méditerranée) et des madragues marocaines et espagnoles (indice combiné) ont été modifiés pour être exprimés en biomasse (kg) (**Figure 1**). Le poids moyen par engin et par année a été utilisé pour calculer ces nouveaux indices. Le modèle a été exécuté sur la base de la prise totale déclarée de thon rouge de l'Atlantique Est et de la prise totale réajustée.

Analyse de Collie-Sissenwine (Catch Survey Analysis - CSA)

Le rapport de la réunion de préparation des données de juin 2010 indiquait qu'en raison des incertitudes entourant la prise par âge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée, des méthodes nécessitant moins de données comme la modélisation de la production et l'analyse de Collie-Sissenwine (CSA) devraient être étudiées. L'analyse CSA (selon les sigles anglais) plus connue sous le nom de l'analyse de Collie Sissenwine, est considérée comme étant une analyse intermédiaire se situant entre les modèles de production qui ne nécessitent que des données de prise et d'effort et les analyses reposant sur une grande quantité de données d'âge. L'analyse CSA nécessite un indice d'abondance pour les prérecrues, un indice d'abondance pour les postrecrues, la prise totale, une estimation de la mortalité naturelle (M), les poids moyens des prérecrues et des postrecrues et la sélectivité relative des prérecrues par rapport aux postrecrues. Plusieurs mises en œuvre sont disponibles. La mise en œuvre disponible dans la NMFS NFT Toolbox (http://nft.nefsc.noaa.gov/CSA.html) a été utilisée.

4.2 Méthodes – Ouest

Le document SCRS/2010/114 se penchait sur les implications de la nouvelle courbe de croissance pour l'évaluation du SCRS du stock de thon rouge de l'Ouest ainsi que l'avis de gestion correspondant. La nouvelle courbe de croissance a été utilisée pour convertir la matrice de prise par taille provenant de l'évaluation de 2008 en une matrice alternative de prise par âge en appliquant l'algorithme de découpage des âges du SCRS Le modèle de référence de la VPA et les projections associées provenant de l'évaluation de 2008 ont ensuite été répétés avec cette solution alternative de prise par âge. Les résultats étaient légèrement plus optimistes en ce qui concerne l'évaluation de l'état des stocks (par rapport au niveau permettant la PME) mais dépendaient encore fortement de la question de savoir s'il est postulé que le recrutement est lié à la biomasse reproductrice ou s'il est postulé demeurer aux faibles niveaux récents. Les auteurs soulignent que l'intégration correcte d'une nouvelle courbe de croissance dans le processus d'évaluation nécessite un réexamen de la spécification correcte des F-ratios, de l'âge de maturité, des gammes d'âges pour les indices d'abondance et du taux de mortalité naturelle.

Une présentation orale des résultats mis à jour à partir du modèle MAST a été réalisée lors de la réunion d'évaluation de 2010. Les résultats ont conforté les conclusions antérieures selon lesquelles l'état de la population dans l'Atlantique Ouest est sensible au mélange et que la pêche dans l'Atlantique Est a potentiellement une incidence importante sur l'Atlantique Ouest. Il a été rappelé au groupe que les analyses de mélange menées par le SCRS ont suggéré que les informations disponibles sur la proportion des captures provenant des stocks Est ou Ouest (déduite à partir des analyses des microéléments des otolithes) et des données de marquage classique peuvent conduire à des perceptions très différentes du degré de chevauchement de chaque population. Toutefois, il convient de garder à l'esprit que les deux jeux de données sont incomplets en ce sens qu'ils ne sont pas nécessairement représentatifs de la population globale. En conséquence, le groupe estime que les analyses des mélange ne sont pas encore suffisamment fiables pour être utilisées comme base pour les avis formulés dans les programmes de rétablissement de la Commission s'appliquant au thon rouge de l'Atlantique Est et Ouest. Toutefois, des progrès sont accomplis en ce qui concerne les informations disponibles sur le mélange et les modèles sont suffisamment souples pour permettre d'utiliser divers types de données (marquage conventionnel, marquage électronique, microchimie des otolithes et génétique).

4.2.1 ADAPT-VPA appliquée à l'Atlantique Ouest

Des analyses de population virtuelle (VPA) ajustées ont été réalisées au moyen du logiciel VPA-2BOX paru dans le catalogue de logiciels ICCAT. Les spécifications des paramètres et des données utilisées dans les évaluations de la VPA de 2010 étaient similaires en grande mesure à celles de l'évaluation du cas de base de 2008, mais il existe de nombreux écarts (notamment l'utilisation d'une nouvelle courbe de croissance afin de convertir la taille en âge et l'augmentation de l'âge du groupe plus à 16). Cette rubrique expose les détails de ces spécifications. Le lecteur peut également se reporter au **Tableau 4** qui contient un résumé des indices d'abondance disponibles, au **Tableau 6** qui expose un résumé des indices utilisés dans chaque scénario et au **Tableau 7** qui présente un résumé des spécifications des paramètres pour les différents scénarios du modèle.

Il convient de noter d'emblée que l'un des changements les plus cruciaux depuis l'évaluation de 2008 a été l'utilisation d'une nouvelle courbe de croissance (Restrepo *et al* 2011) pour convertir la prise par taille (CAS) en prise par âge (CAA). Cette courbe attribue aux poissons de plus de 120 cm des âges supérieurs que dans la courbe de croissance antérieure (Turner et Restrepo, 1994). Inversement, elle attribue aux poissons de moins de 60 cm des âges légèrement inférieurs. Pour plus de facilité, la courbe de croissance de Turner et Restrepo (1994) sera ci-après dénommée la « courbe de croissance de 1994 » et la matrice CAA correspondante « CAA1994 ». De même, la nouvelle courbe de croissance de Restrepo *et al.* (2011) sera dénommée la « courbe de croissance de 2009 » et la matrice CAA correspondante « CAA2009 ».

Spécifications générales

La classe d'âge supérieure représente un groupe plus (par exemple âges *A* et plus) et le taux de mortalité par pêche de cet âge est défini comme le produit du taux de mortalité par pêche de l'âge le plus jeune suivant (F_{A-1}) et un paramètre estimé de «F-ratio » qui représente le ratio de F_A par rapport à F_{A-1} . Pour le modèle de base de 2008, le F-ratio était préspécifié à 1,0 pour la période 1970-1973, estimé au moyen d'un seul paramètre pour la période 1974-1981 et estimé en utilisant un second paramètre au cours de la période la plus récente (1982-2007) auquel une pénalité incluse dans la fonction de vraisemblance a été appliquée :

$$-\ell \,\mathrm{n}\,L = \frac{(\ell \,\mathrm{n}\,\tilde{r}_{y} - \ell \,\mathrm{n}\,\hat{r}_{y})^{2}}{2(\sigma_{r})^{2}}$$

où \tilde{r}_y constitue le F-ratio escompté pour la période la plus récente (considéré comme la valeur postulée pour l'évaluation du cas de base de 1996, 1,14) \hat{r}_y constitue l'estimation du modèle correspondant et σ_r est l'écart-type de la distribution a priori (postulée à 0,25

Les taux de mortalité par pêche pour chaque âge dans la dernière année de la VPA (sauf les âges supérieurs) ont été estimés en tant que paramètres libres, mais faisant l'objet d'une contrainte limitant l'ampleur du changement dans le schéma de vulnérabilité pendant les trois années les plus récentes avec un écart-type de 0,5 (voir SCRS/2008/089 pour plus de détails).

Les indices d'abondance ont été ajustés en postulant une structure d'erreur lognormale et une pondération égale (c'est-à-dire que le coefficient de variation a été représenté par un seul paramètre estimé pour l'ensemble des années et des indices). Il a été postulé que les coefficients de capturabilité (échelonnement) de chaque indice sont constants pendant la durée de cet indice et sont estimés par la formule concentrée de probabilité correspondante.

Il a été postulé que le taux de mortalité naturelle est indépendant de l'âge (= $0,14 \text{ yr}^{-1}$) comme dans les évaluations précédentes.

Le vecteur de maturité utilisé dans les évaluations antérieures postulait que les âges 1-7 n'étaient pas arrivés à maturité et que les âges 8 et plus étaient complètement matures. Le groupe a observé que la spécification initiale de l'âge 8 et plus reposait sur la courbe de croissance de 1994 et que les poissons de la même taille seraient classés en tant qu'âge 9 selon la courbe de croissance de 2009. Par conséquent, pour les scénarios utilisant CAA2009, le groupe a utilisé un nouveau vecteur de maturité avec une maturité complète commençant à 9 ans. Toutefois, comme indiqué au point 3.1, une incertitude considérable entoure la maturité du thon rouge de l'Ouest. C'est pour cette raison que le groupe a décidé d'examiner la sensibilité de la perception de l'état des stocks dans le scénario de base aux deux âges de première maturité, selon un âge de maturité plus précoce (33% à 4 ans, 66% à 5 ans et 100% par la suite) et selon un âge de maturité plus tardif (0% à 8 ans, avec une

augmentation logistique jusqu'à 100% à 16 ans). Les détails des analyses sur lesquelles les âges de première et de dernière maturité se fondent sont décrits dans la légende de la **Figure 18**. Le groupe a convenu qu'il n'existait pas de base solide pour aucune des deux hypothèses d'âge à maturité sexuelle, bien qu'elles aient marqué des limites raisonnables dans l'éventail des possibilités.

Spécifications détaillées du cas de base et des scénarios alternatifs de 2010

Cette rubrique détaille toutes les configurations du modèle examinées pendant l'évaluation. Il convient de relever qu'il a été déterminé que le scénario 3d (ci-dessous) était la formulation la plus adéquate et a été choisi comme cas de base étant donné qu'il a utilisé les données apparemment les plus fiables de prise partielle (pour estimer la sélectivité des indices d'abondance), la CAA dérivée au moyen de la nouvelle courbe de croissance de 2009 et un groupe-plus plus grand (en évitant la mauvaise spécification apparente des F-ratios, cf. **Appendice 1**).

- Scénario de continuité 0 : Afin de faciliter la comparaison des résultats de l'évaluation de 2010 à ceux de l'évaluation de 2008, un scénario a été spécifié en utilisant les mêmes spécifications du modèle que celles de 2008, notamment les mêmes données mises à jour jusqu'en 2009 y compris (sauf indication contraire aux points 2 et 3). Le programme de l'ICCAT de découpage par cohorte (AGEIT-R) a été utilisé avec la courbe de croissance de 1994 afin de convertir la CAS de 2010 en CAA.
- Scénario 1 : Ce scénario utilisait les mêmes indices et les mêmes spécifications du modèle que dans le cas du scénario de continuité, mais a appliqué la courbe de croissance de 2009 pour convertir la CAS en CAA. Tel que le recommande le document SCRS/2010/114, l'âge du groupe-plus a été élevé à 12 ans afin de rester cohérent avec la logique utilisée pour définir les spécifications initiales de F-ratio (les poissons de taille attribuable à l'âge 10 + selon la courbe de la croissance de 1994 sont attribués à l'âge 12 + selon la courbe de croissance de 2009). L'âge de maturité complète a également été élevé, passant de 8 à 9 ans afin de refléter le changement du taux de croissance.
- Scénarios 1a et 1b : Ces deux scénarios étaient identiques au scénario 1, à l'exception des paramètres estimés de F-ratio. Le scénario 1a estimait le F-ratio pour deux périodes (1974-1981, 1982-2009) et le scénario 1b estimait les F-ratios pour chaque année comme marche aléatoire avec un écart-type de 0,5.
- Scénarios 1c, d, e, f : Le groupe a étudié la sensibilité aux changements du scénario 1 dans la façon dont les sélectivités de plusieurs indices ont été estimées. Le scénario 1c comprenait la valeur de l'indice pour 2009 de la série standardisée palangrière du Japon pour la zone 2 (qui n'a pas été utilisée dans les autres scénarios en raison de la quantité réduite de jeux de données pour cette année-là). Le scénario 1d estimait les sélectivités des indices de la pêcherie américaine de canne et moulinet à partir des captures partielles spécifiques aux indices (cf. débat exposé à l'Appendice 2). Le scénario 1e utilisait la même capture partielle par âge pour l'indice larvaire que celui utilisé pour la flottille palangrière américaine du golfe du Mexique (en considérant que les deux indices représentent la même région dans le golfe du Mexique, cf. Appendice 2). Le scénario 1f estimait la sélectivité de la flottille palangrière japonaise opérant dans le golfe du Mexique à partir de la capture partielle par âge observée pour cette flottille (cf. Appendice 2). Les résultats de tous ces scénarios ressemblaient beaucoup à ceux du scénario 1. Le groupe a constaté avec satisfaction que les méthodes alternatives d'estimation de la sélectivité étaient adéquates et n'influençaient que très légèrement les résultats.
- Scénario 2 : Ce scénario était semblable au scénario 1, mais établissait le groupe-plus à 20 ans et fixait les F-ratios à une valeur de 1,0. Dans la mesure où les poissons de 19 et 20 ans sont arrivés à maturité complète et présentent une taille semblable, rien ne porte à croire que les taux de mortalité par pêche soient différents pour ces deux classes d'âge.
- Scénario 3 : Ce scénario était semblable aux scénarios 1d et 1f dans la mesure où il utilisait les prises partielles alternatives par âge, mais établissait l'âge du groupe-plus à 16 ans en se fondant sur le résultat d'une analyse semblable à celle du SCRS/2010/114 (cf. **Appendice 1**) et fixait les F-ratios à une valeur de 1,0 (dans ce cas-ci également, il n'y a que très peu de raisons de s'attendre à ce que les taux de mortalité par pêche des poissons d'âge 15 et 16 soient différents étant donné que la majorité des deux âges devraient arriver à maturité en même temps et présenter une taille similaire). Ce scénario différait également des scénarios antérieurs dans le sens où les sélectivités pour l'indice GLS canadien étaient estimées à partir de la composition par taille de cet indice (âges 13 et plus). La sélectivité de l'indice GSL canadien avait été préalablement ajustée tel que décrit au point 3.2.2.

- Scénarios 3 a, b et c. Les spécifications de ces scénarios étaient semblables à celles du scénario 3, mais ces scénarios utilisaient une estimation différente du F-ratio. Ces scénarios n'ont pas donné lieu à d'améliorations significatives de l'ajustement des indices et ont été jugés moins parcimonieux d'après les critères AIC (selon lequel les F-ratios n'étaient pas significativement différents de 1 et ne justifiaient pas l'estimation d'autres paramètres).
- Cas de base, scénario 3d : Ce scénario était identique au scénario 3 à l'exception des changements des prises partielles par âge utilisées pour estimer la sélectivité de la pêche américaine du golfe du Mexique et les prospections larvaires. Les prises partielles se rapportant spécifiquement à l'indice palangrier américain du golfe du Mexique ont été élaborées et appliquées à l'indice palangrier américain du golfe du Mexique (dans les scénarios précédents, et en 2008, les prises partielles de l'ensemble de la flottille américaine palangrière ont été appliquées à l'indice palangrier américain du golfe du Mexique). La gamme d'âges des prises partielles a été limitée aux âges de 9 ans et plus afin de représenter la tranche d'âge prédominante de poissons capturés dans le golfe du Mexique. Les prises partielles réalisées dans le cadre des pêcheries palangrières du Japon (1975-1981) et des États-Unis (2004-2009) dans le golfe du Mexique ont été appliquées à l'indice larvaire en postulant que les trois indices représentent les mêmes poissons. Ce scénario a été accepté en tant que cas de base par le groupe.
- Scénario 3e : Ce scénario a exploré la sensibilité du cas de base à la valeur postulée de mortalité naturelle. Le vecteur postulé de mortalité naturelle sur la base de la VPA orientale, qui spécifie les taux de mortalité naturelle par âge, a été utilisé dans le cas de la VPA occidentale.
- Scénarios 3 f, g: Ces scénarios ont exploré la sensibilité du cas de base à l'âge postulé de première maturité. Le scénario 3f employait l'âge de première maturité précoce (sur la base des quelques inspections macroscopiques mentionnées dans Mather et al. 1995) avec un âge de maturité complète fixé à 6 ans. Le scénario 3 g utilisait l'âge tardif de première maturité (mis au point en synthétisant des estimations de maturité à partir de la composition par taille des prises palangrières du golfe du Mexique, cf. Figure 18) avec un âge de maturité complète fixé à 16 ans. L'âge de première maturité n'est utilisé dans aucun des deux cas dans le processus d'ajustement du modèle. Par conséquent, les estimations des paramètres résultant de ces deux scénarios étaient identiques aux estimations des paramètres du cas de base. Seules les valeurs de la biomasse reproductrice résultant de la VPA diffèrent des scénarios 3f et 3g et du cas de base.
- Scénario 4 : Ce scénario a examiné l'effet de la prolongation de la série temporelle jusqu'en 1960. Les autres modèles commencent en 1970. Deux indices historiques des prises des palangriers japonais ont été mis au point lors de la réunion d'évaluation de 2008 et ont été utilisés dans ce scénario de sensibilité. Le premier concerne la Floride (États-Unis) et le second se rapporte à la région subtropicale du Brésil (cf. Tableau 11). La sélectivité par âge de ces indices a été fixée à 1,0 pour les âges de 9 ans et plus.
- Sensibilité du cas de base à la suppression de plusieurs indices (analyse de sensibilité par eustachage (*jack-knife*) : L'influence des différents indices d'abondance sur les résultats du modèle du cas de base a été examinée en supprimant un indice l'un après l'autre, en appliquant la VPA avec les mêmes spécifications du modèle et en comparant les différentes statistiques de référence.

5 Résultats de l'état du stock

5.1 État du stock – Est

5.1.1 Sorties de la VPA

De manière générale, les ajustements aux indices disponibles de la CPUE restent insuffisants (comme dans le cadre des évaluations antérieures) avec des tendances temporelles marquées dans les valeurs résiduelles pour la plupart des indices de la CPUE. Les schémas résiduels demeurent relativement constants pour l'ensemble des différents scénarios (**Figure 19**). Cet ajustement insuffisant n'est pas surprenant en ce qui concerne la mauvaise qualité de la matrice de la prise par âge (cf. point précédent) et les incertitudes entourant la prise totale de ces dernières années et les indices de la CPUE.

Le groupe a également examiné les résultats des différents scénarios en termes de séries temporelles de l'abondance et de la mortalité par pêche. De manière générale, les différents scénarios donnent lieu à une

perception différente du stock qui présente une grande sensibilité aux postulats techniques (à savoir les postulats relatifs aux F-ratios, aux âges terminaux, aux pénalités de vulnérabilité et de recrutement ainsi qu'au groupeplus) et au choix des valeurs de la CPUE. Dans la plupart des scénarios, d'importantes incertitudes ont été détectées en ce qui concerne les estimations de la VPA du F terminal pour les plus jeunes âges (à savoir de 1 à 5 ans) qui peuvent, dans certains cas, atteindre des valeurs irréalistes (c'est-à-dire F > 2 an⁻¹). Ce haut degré d'incertitude s'explique probablement par les changements que la pêche a connus suite à l'entrée en vigueur des nouvelles réglementations de taille minimale de capture qui ont engendré des niveaux très faibles de prise des spécimens de 1 à 3 ans au cours des années les plus récentes et un biais potentiel de la série de la CPUE des flottilles ciblant ces âges. Pour l'instant, les données ne sont pas assez contrastées, mais des séries temporelles plus longues devraient pouvoir remédier à cela.

Si les schémas rétrospectifs n'ont généralement pas offert de niveau satisfaisant pour les douze premiers scénarios, ceux s'appliquant aux scénarios 13 et 15 étaient plus satisfaisants (Figures 20 et 21). Comme dans le cas des autres scénarios, des niveaux élevés d'incertitudes ont été observés pour les estimations terminales de la mortalité par pêche des âges 2-5 et pour le recrutement (notamment dans le cas du scénario 13) tandis que ceux du F10+ et de la SSB étaient légèrement satisfaisants pour les deux scénarios. Les scénarios 13 et 15 peuvent désormais être considérés comme des scénarios de continuité du scénario de base de 2008 en raison des spécifications techniques très semblables. Ces deux scénarios ont dès lors été retenus en tant que scénarios finaux. Les scénarios 13 et 15 affichaient des résultats et des tendances générales semblables de F et de N (Figures 22). Le recrutement au début de la série temporelle oscillait entre 2 et 3 millions de poissons, a ensuite fléchi à approximativement un million de poissons pendant les années 1960. Cette tendance a été suivie par une augmentation constante avant d'atteindre des valeurs maximales dans les années 1990 et au début des années 2000 tandis que les recrues ont fortement chuté au cours des dernières années. Toutefois, il est notoire que les niveaux récents sont moins fiables en raison du manque de données permettant de les estimer. Il convient de relever qu'une baisse potentiellement importante du recrutement pendant les années les plus récentes ne s'inscrit pas dans ligne des informations scientifiques provenant des prospections aériennes réalisées en Méditerranée (Bonhommeau et al. 2010).

Les estimations finales de la biomasse du stock reproducteur diffèrent légèrement d'un scénario à l'autre. La biomasse reproductrice a atteint un pic de plus de 300.000 tonnes à la fin des années 1950 et au début des années 1970 avant de chuter. Dans le scénario 13, la biomasse continue à baisser progressivement pour atteindre un montant avoisinant 150.000 tonnes, alors que dans le cadre du scénario 15, la biomasse augmente légèrement à la fin de la première décennie 2000 se situant approximativement à 200.000 tonnes. Compte tenu des deux scénarios (13 et 15), les analyses font apparaître que la SSB récente (de 2007-2009) s'élève à approximativement 57 % des niveaux les plus élèves de SSB estimés (1957-1959).

Le schéma de mortalité par pêche des âges 2-5 selon les différents scénarios suggère une augmentation pendant toute la série temporelle, suivie par une baisse au début de la première décennie 2000. Comme indiqué ci-dessus, les estimations de F2-5 des dernières années étaient très sensibles aux spécifications techniques alternatives. La mortalité par pêche du thon rouge de grande taille (F10+) présente une courbe en forme de U dont la chute initiale correspond à la baisse de la pêche à la senne norvégienne au début des années 1960 et dont l'augmentation ultérieure s'explique par le développement de la pêche à la senne en Méditerranée depuis la moitié des années 1980. La présence accrue de F10+ dans toute la série date de la moitié des années 1990 et du début des années 2000 qui a atteint des valeurs élevées (environ le triple de M à ces âges) comme cela a été relevé dans des évaluations précédentes. Les scénarios ont également estimé une baisse rapide dans le cas de F10+ pendant les deux dernières années considérées. Bien que cette chute très marquée soit confirmée par l'ensemble des scénarios et des analyses rétrospectives, il conviendrait que ce résultat soit validé par des analyses ultérieures en raison des incertitudes entourant les estimations finales. Finalement, il est opportun de signaler que ces schémas F10+ ressemblent aux tendances estimées par l'analyse de la courbe des classes d'âges (cf. ci-dessous).

Le groupe a également examiné des scénarios prenant en compte un groupe-plus plus important, principalement afin d'éviter les incertitudes relatives à un groupe-plus plus important (comme le groupe 10+). Les résultats de ces deux scénarios (à savoir les scénarios 17 et 18, prenant en considération un groupe-plus 16+ avec des F-ratios=1) étaient très similaires (**Figure 23**). Les schémas rétrospectifs de ces scénarios n'offraient pas de résultats considérablement meilleurs à ceux obtenus dans le cadre de scénarios précédents (**Figures 24 et 25**). Les résultats les plus saisissants se rapportent aux différences des tendances de la SSB et aux valeurs absolues entre ces deux scénarios et les scénarios précédents. Les scénarios 17 et 18 font apparaître une valeur maximale de plus de 170.000 tonnes en 1952, suivie par une baisse à moins de 100.000 tonnes au début des années 1960. La biomasse n'a connu que de très légers changements pendant les deux décennies suivantes avant d'augmenter

jusqu'à 150.000 tonnes en 1993 et de diminuer ensuite au cours des dernières années. Le scénario 17 présente une chute plus marquée de la SSB (80.000 tonnes en 2009) que celle du scénario 18 (plus de 100.000 t). La biomasse du stock reproducteur des cinq dernières années de la série temporelle oscillait entre 47 % (scénario 13) et 63 % (scénario 18) par rapport à la valeur la plus élevée de la SSB de la série temporelle, et entre 55 % (scénario 13) et 70 % (scénario 15) par rapport à la biomasse des cinq premières années de la série temporelle.

Ces scénarios ont été étudiés plus en profondeur au moyen d'une CAA réajustée de la même façon que dans le cadre de l'évaluation de 2008 (c'est-à-dire que la prise était portée à 50.000 tonnes de 1998 à 2006 et à 61.000 tonnes en 2007). Les résultats des scénarios 13 et 15 ressemblaient à ceux de la prise déclarée, sauf dans le cas de la SSB (**Figure 26**). Dans les scénarios incluant les prises déclarées, la tendance de la SSB au cours des 30 dernières années affiche une baisse constante (à l'exception de la dernière année du scénario 15), alors que le scénario de prise réajustée présente un palier pendant 20 ans suivi d'une baisse importante au cours des dernières années (un schéma déjà observé dans les résultats de l'évaluation de 2008). Il convient toutefois de relever que ce niveau se situe approximativement au niveau de 2009 selon les scénarios de prise réajustée, bien que des différences plus importantes puissent apparaître entre les séries de la SSB de la période la plus tardive (**Figure 27**). Les schémas rétrospectifs des scénarios obtenus à partir de prises réajustées confirment les incertitudes élevées entourant le F terminal aux âges 2-5 et le recrutement. Ces résultats étaient moins satisfaisants que dans le cas des mêmes scénarios obtenus à partir de la prise **28 à 31**).

L'application des intervalles de confiance estimés sur la base des bootstraps des scénarios 13 et 15 confirme la variabilité élevée des estimations du F terminal des âges 2 à 5 (notamment dans le cas du scénario 13) et, en moindre mesure, dans les estimations de SSB.

Les estimations de l'état actuel du stock se rapportant aux points de référence de la PME poussent à conclure que F_{2009} reste largement supérieur au niveau cible de référence $F_{0,1}$ étant donné que $F_{2009}/F_{0,1}$ s'élève à près de 2,9 pour les scénarios 13 et 15 combinés. La SSB représente près de 35 % (de 19 % à 51 % en fonction des niveaux de recrutement) de la biomasse escomptée dans le cadre d'une stratégie de PME (**Figure 32**). Des ratios de F_{2009} par rapport à F_{MAX} ont également été calculés à des fins de comparaison, étant donné que F_{MAX} était le point de référence utilisé antérieurement. F_{2009}/F_{MAX} s'élève à près de 1,5 dans les deux scénarios (13 et 15) combinés tandis que l'estimation de F_{2007}/F_{MAX} était supérieure à trois lors de l'évaluation de 2008. La baisse récente des F s'est traduite par une meilleure perception de l'état du stock par rapport aux points de référence en comparaison avec l'évaluation antérieure. Toutefois, ces valeurs demeurent trop élevées et la SSB récente trop faible pour s'inscrire dans les objectifs de la Convention.

5.1.2 L'analyse de la courbe des classes d'âges

Les ajustements détaillés des cohortes de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée de 1949 à 1990 capturées entre 1960 et 2009 sont dans la plupart des cas très satisfaisants (Figure 33). Les changements de F (estimés avec Z -0,1) au fil du temps présentent une tendance semblable à celle de F8+ de la VPA et concordent avec les connaissances des experts (Figure 34), à savoir un F relativement élevé des cohortes de thons rouges nées au début des années 1950 (exploitées majoritairement à la fin des années 1950 et au début des années 1960), une baisse importante de F pour les cohortes nées à la fin des années 1950, un F relativement faible à moyen dans le cas des cohortes nées dans les années 1960 et 1970 (exploitées majoritairement pendant les années 1970 et 1980), une augmentation importante de F dans le cas des cohortes nées dans les années 1980 (principalement exploitées pendant les années 1990) avant d'atteindre le maximum de l'ensemble des séries dans le cas des cohortes de 1986-1990 (principalement exploitées à la fin des années 1990 et au début de la première décennie 2000). La légère baisse de F dans le cas des cohortes les plus récentes pourrait s'expliquer par les changements récents des réglementations de gestion, mais étant donné que l'analyse de la courbe des classes d'âges reflète principalement l'exploitation qui a eu lieu rétrospectivement (à savoir des cohortes nées au début des années 1990), cette méthode ne permet pas de suivre les changements les plus récents de l'exploitation. Il s'agit toutefois d'une méthode utile qui permet de vérifier par croisement les tendances des F historiques estimées au moyen de la VPA et les résultats ci-dessus concordent dans une grande mesure avec les estimations F10+ sur la base de la VPA.

5.1.3 L'analyse statistique de la prise (ASAP)

Les ajustements des indices (Figures 35 à 38) sont raisonnables, à l'exception de JLL Nord qui présente un ajustement faible. L'ajustement au BB2 donne à penser que cet indice fournissait des informations utiles sur la taille relative de la cohorte. Les tendances de la biomasse du stock reproducteur (Figure 39) sont moins

marquées que l'évaluation de la VPA et l'échelle absolue est pratiquement deux fois plus importante que dans l'évaluation de la VPA. Cette différence pourrait être le fait d'ASAP qui utilise un groupe-plus d'âge 25 par rapport à l'âge 10 utilisé dans l'évaluation de la VPA et/ou être le fait des spécifications des F-ratios dans la VPA.

Comme dans le cas de l'évaluation de la VPA, il est probable que les cohortes récentes (**Figure 40**) soient sousestimées en raison de l'application plus stricte des réglementations depuis 2008. Contrairement à la VPA, l'analyse rétrospective fait apparaître que la biomasse des premières années est plus variable que celles des années récentes (**Figure 41**). Il ne semble pas avoir de biais rétrospectif pathologique dans les estimations de la SSB des dernières années.

Les résultats mentionnés ci-dessus proviennent d'un scénario incluant des prises de canneurs espagnols d'âges 2 à 4 réalisées entre 1975 et 2009. Ceux-ci n'ont pas été utilisés dans l'évaluation de la VPA étant donné que les changements de la gestion et de la pêcherie ont fait que les valeurs de la CPUE de 2008-2009 n'étaient pas comparables aux valeurs antérieures des séries temporelles. Afin d'évaluer l'incidence de ces points sur les résultats de ASAP, l'ASAP a été ré-exécutée en excluant les valeurs de 2008-2009 pour ces trois indices. La SSB et les séries temporelles des recrues provenant des scénarios ASAP, incluant et excluant ces indices, sont présentées à la **Figure 42**.

Le groupe n'a pas examiné en profondeur la formulation et les résultats de l'ASAP mentionnés ci-dessus. Ils sont présentés à titre d'illustration afin de faire en sorte que ASAP devienne un outil d'évaluation standard à utiliser dans les évaluations futures du stock de thon rouge de l'Atlantique.

5.1.4 Modèle dynamique de biomasse

En utilisant une distribution uniforme a priori pour le log (k), les conclusions n'étaient pas en mesure de fournir une distribution précise de K, de la PME et de B_{PME} . Avec davantage de priors informatifs dans r et K, des chaînes MCMC n'ont pas permis d'obtenir de distribution stationnaire si le scénario de prise réajustée était envisagé. En utilisant la prise déclarée, le modèle de Schaefer ne s'ajustait pas non plus. Compte tenu du modèle de production généralisée de la biomasse, la CPUE escomptée par le modèle est plutôt satisfaisante (**Figure 43**). L'ajustement semble davantage convenir à l'indice de la CPUE des madragues qu'à l'indice palangrier japonais. En effet, le modèle n'est pas en mesure de prendre en compte la raréfaction observée de l'indice palangrier (1975-1982). Les estimations de la biomasse se situaient à plus de 200.000 tonnes pour la plupart des années et à près de 250.000 tonnes en 2009. Il est estimé que la mortalité par pêche est supérieure à 0,2 entre 1991 et 1999 et inférieure à ce niveau pour le reste de la période (**Figure 44**).

Nous avons constaté un problème d'incohérence du modèle et des données, étant donné que la CPUE, et cela est davantage le cas de la CPUE exprimée en biomasse, ne présente pas de signe informatif de la baisse escomptée de la biomasse alors que les niveaux de capture augmentent régulièrement. Le modèle dynamique de biomasse ne peut pas utiliser, ni avec la prise déclarée ni avec la prise réajustée, les informations fournies a priori relatives aux paramètres démographiques ainsi que des signes informatifs de la CPUE. Les dynamiques complexes du stock peuvent expliquer ce fait (espèce ayant une grande longévité, sous-unités dans le stock Est, etc.), mais les incertitudes entourant la capture et la CPUE peuvent également jouer un rôle déterminant. Il convient également de signaler que cette approche, comme la VPA, est probablement limitée par le manque de séries de CPUE pour la plupart des engins, notamment de la flottille de senneurs de la Méditerranée, qui réalise plus de 50 % de la capture dans l'Atlantique Est et la Méditerranée.

5.1.5 L'analyse de Collie-Sissenwine (Catch Survey Analysis - CSA)

La CPUE des canneurs espagnols de l'âge 2 a été utilisée en tant qu'indice de prérecrutement tandis que la somme des CPUE de l'âge 3, 4 et 5+ a été utilisée en tant qu'indice de postrecrutement. Les scénarios initiaux utilisaient les indices à leur échelle originale avec la sélectivité des prérecrues établie à 1. Cela a donné lieu à un profond manque d'ajustement, avec des prérecrues sous-estimées (Figure 45, panneau de gauche) et des postrecrues surestimées.

L'échelonnage de chaque indice à sa propre moyenne fournissait des ajustements considérablement meilleurs tant pour les pré- (**Figure 46**, panneau de gauche) que pour les postrecrues (**Figure 46**, panneau de droite). Cette configuration fournissait des estimations absolues de la biomasse qui n'étaient pas irréalistes, mais, comme cela était escompté, les fluctuations étaient beaucoup plus importantes que prévu. Le groupe est arrivé à la conclusion que cela était dû au fait que les indices d'abondance utilisés n'étaient probablement pas représentatifs des

changements du stock complet. Le groupe a également conclu que tant que des indices fiables d'abondance pour les pré- et les postrecrues de l'ensemble du stock n'étaient pas disponibles, le scénario de la CSA serait très vraisemblablement inutile. Les documents sont disponibles au Secrétariat de l'ICCAT.

5.2 État du stock – Ouest

Cette rubrique résume les résultats des analyses de la VPA expliquées au point 4.2. Les fichiers des valeurs d'entrée et de sortie du logiciel VPA-2BOX du modèle s'appliquant au modèle de base de la VPA sont réunis dans l'Appendice 3. Les rapports de résultats comprennent une description complète des résultats de la VPA, dont la matrice des taux de mortalité par pêche estimés, l'abondance par âge, la biomasse du stock, le recrutement, les ajustements des indices, les sélectivités estimées des indices, les F-ratios et les F terminaux par âge.

Diagnostics

Les ajustements des indices d'abondance du modèle de base de 2010 (groupe-plus 16+, CCA 2009) ont été comparés à ceux du scénario de continuité (10+, CAA 1994) (cf. **Figure 47**). Les ajustements de la plupart des indices étaient semblables, mais étaient significativement différents dans le cas de l'l'indice GSL canadien, de l'indice RR américain < 145 cm, de l'indice RR américain 66-114 cm et de l'indice RR américain 114-144 cm. Il semblerait que ces différences soient attribuables à l'utilisation de la prise par âge révisée (CAA2009). Relevons notamment que l'importante cohorte de 2003 suivie par les indices RR américains apparaît de manière plus évidente dans la CAA2009 que dans la CAA1994.

Les ajustements des indices aux analyses de sensibilité par eustachage (*jack-knife*) (dans lesquelles un indice était exclu à chaque fois) étaient également similaires à ceux du cas de base, même lorsque les indices les plus influents (GSL canadien ou RR américain >177 cm) étaient supprimés (**Figure 48**). Les ajustements des indices des poissons de grande taille présentaient généralement une augmentation légèrement plus élevée au cours des années récentes lorsque l'indice RR américain >177 cm était omis étant donné qu'il s'agit du seul indice qui suggère une baisse récente du nombre de poissons de grande taille. Les changements des ajustements des indices des poissons de grande taille apparaissaient moins clairement lorsque l'indice GSL canadien était omis, mais les valeurs escomptées présentaient toutefois bien une augmentation récente moins marquée. Les différences des ajustements du modèle étaient presque imperceptibles pour la plupart des autres scénarios de sensibilité reposant sur la CAA2009 et ne sont donc pas présentées de manière détaillée.

Des histogrammes des estimations par bootstrap de l'état du stock de 2009 à partir du scénario du modèle de base de la VPA ont été établis afin d'examiner le biais et la normalité de la distribution. L'état du stock a été défini au moyen des points de référence F_{PME} et $F_{0,1}$. Dans les deux cas, rien ne prouve qu'il y ait un biais important dans les résultats (Figure 49).

Une analyse rétrospective a été réalisée en retirant de manière séquentielle les valeurs d'entrée de la prise et des indices d'abondance des augmentations annuelles du modèle du cas de base de 2010 et en les ramenant à 2004. La **Figure 50** présente les tendances de la biomasse du stock reproducteur et les recrues d'âge 1 du cas de base. La SSB estimée n'est pas sensible au retrait rétrospectif de la donnée. Le recrutement estimé est influencé par le retrait rétrospectif de données, mais cette variabilité du recrutement ne présente pas de schéma cohérent et représente dès lors davantage l'imprécision qu'un biais cohérent. Les résultats rétrospectifs présentent également une légère variabilité des estimations de la mortalité par pêche pour les âges 5 à 8 (**Figure 51**) et des estimations de l'abondance des âges 1 et 8 (**Figure 52**) mais, dans ce cas-ci également, sans qu'aucune tendance cohérente ne se dégage.

Comparaison des résultats du modèle de base de la VPA de 2008 et de 2010

L'évaluation du cas de base concorde avec les analyses précédentes en ce que la biomasse du stock reproducteur (SSB) a régulièrement diminué entre le début des années 1970 et le début des années 1990. Depuis lors, il a été estimé que la SSB a oscillé entre 21 et 28% par rapport au niveau de 1970 (**Figure 53**) mais a connu une augmentation graduelle au cours des dernières années entre le faible niveau de 21 % en 2003 et 29 % en 2009. Le stock a connu différents niveaux de mortalité par pêche (F) dans le temps, en fonction de la taille des poissons ciblés par les diverses flottilles. La mortalité par pêche des reproducteurs (âges 9 et plus) a diminué de façon marquée après 2003. Les estimations du recrutement (âge 1) sont très élevées en ce qui concerne le début des années 1970, mais sont beaucoup plus basses pour les années suivantes, à l'exception d'une importante cohorte en 2003.

Les résultats du modèle de base de la VPA de 2010 sont comparés au cas de base de 2008 (Anon. 2008) et au scénario de continuité correspondant de 2010 (**Figure 54**). Les tendances de la biomasse du stock reproducteur (SSB) et du recrutement (âge 1) sont semblables, hormis le fait que le modèle de base estime une baisse globale de la SSB moins prononcée et une cohorte de 2003 plus importante. L'ampleur de la biomasse du stock reproducteur est généralement plus marquée selon le modèle de base, ce qui reflète l'augmentation de la proportion de poissons plus âgés dans la CAA 2009 par rapport à la CAA 1994 (ce qui implique un taux de mortalité par pêche plus faible dans le cas des poissons plus âgés). Les tendances du F-ratio annuel varient entre le cas de base des modèles de 2010 et de 2008, car le modèle de base de 2008 utilisait un groupe-plus d'âge 10 avec des F-ratios estimés alors que le modèle de base de 2010 utilisait un groupe-plus d'âge 16 et fixait les F-ratios à 1 (cf. **Appendice 4**).

Scénarios de sensibilité

Les résultats de l'analyse de sensibilité par eustachage (*jack-knife*) dans laquelle des indices ont été retirés du modèle de base l'un après l'autre, sont résumés dans le **Tableau 8** et la **Figure 55**. Les indices GSL canadien et RR américain > 177 cm étaient de toute évidence les indices les plus influents. L'indice GSL canadien faisait apparaître une augmentation récente dramatique de l'abondance de très grands poissons tandis que l'indice RR américain >177 cm présentait en revanche des diminutions récentes. Il n'est pas surprenant que le niveau de la SSB diminue par rapport au modèle de base lorsque l'indice GSL canadien est retiré et qu'il augmente lorsque l'indice RR américain > 177 cm est omis.

Des comparaisons entre le cas de base de 2010 et les autres scénarios de sensibilité examinés au point 4.2 sont présentées à la **Figure 56**. Les estimations de recrutement sont également très similaires pour tous les scénarios du modèle, à l'exception du scénario 3 e qui utilise le vecteur M du stock de l'Est. Dans ce cas-là, les taux les plus élevés de mortalité naturelle postulés pour de jeunes poissons se traduisent par des estimations plus élevées du recrutement. Néanmoins, les estimations de la biomasse du stock reproducteur sont presque identiques au cas de base. Il est également intéressant de relever que les niveaux de recrutement estimés pour les années 1960 du scénario 4 sont comparables à ceux des années 1970. Bien que les informations limitées relatives aux tailles se rapportant à la période antérieure à 1970 ne permettent pas de se fier outre mesure des estimations de la VPA portant sur les années 1960, les résultats concordent avec l'hypothèse selon laquelle l'augmentation des recrutements pourrait être observée si la biomasse du stock reproducteur pouvait augmenter au niveau de début des années 1970.

Les tendances de la SSB des différents scénarios du modèle se ressemblent également en grande mesure, notamment lorsque les séries sont exprimées par rapport à la valeur de 1970 (à savoir échelonnées à une valeur de 1,0 pour 1970). Le scénario 3b (comme dans le cas de base, mais avec un F-ratio estimé au moyen d'une marche aléatoire) se démarque par la prédiction de valeurs absolues plus élevées et une baisse plus prononcée que les autres, mais ce modèle n'a pas amélioré l'ajustement des indices bien que davantage de paramètres étaient disponibles et a donc été écarté et la préférence a été donnée à un modèle de base plus parcimonieux. Les scénarios 3f et 3g se démarquent également en ce qu'ils calculent la biomasse du stock reproducteur à partir du modèle de base utilisant respectivement un âge précoce de première maturité (maturité complète à l'âge de 6 ans) et un âge tardif de première maturité (maturité complète à 16 ans). L'utilisation de l'âge précoce de première maturité donne lieu à ce que davantage de poissons soient classés en tant que reproducteurs et la biomasse du stock reproducteur est dès lors plus élevée que dans le postulat du cas de base (9+) alors que la tendance générale est semblable. En revanche, un âge tardif de première maturité conduit à une estimation plus faible du nombre de reproducteurs et donc à une biomasse du stock reproducteur plus faible. Peut-être, fait plus important encore, la tendance de la biomasse reproductive avec un âge tardif de première maturité reflète une baisse proportionnellement plus importante, ce qui pourrait affecter les critères de référence de gestion. Cela vient conforter la recommandation précédente selon laquelle des recherches supplémentaires sont nécessaires pour déterminer la maturité (et la fécondité) du thon rouge de l'Ouest.

État des stocks

L'estimation des points de référence liés à la PME par rapport auxquels la situation actuelle du stock est mesurée constitue un élément essentiel permettant de déterminer l'état du stock. Ces points de référence dépendent en grande mesure du rapport établi entre la biomasse du stock reproducteur et le recrutement. Cette année, le groupe a réexaminé les deux hypothèses alternatives de relation reproducteurs/recrues explorées dans plusieurs évaluations préalables : le modèle à deux lignes (scénario de recrutement faible) et le modèle de Beverton-Holt de reproducteurs/recrues (scénario de recrutement fort). Le modèle à deux lignes postule que le recrutement augmente linéairement avec la SSB à partir de zéro sans aucun reproducteur jusqu'à une valeur maximale (R_{Max})

lorsque la SSB atteint un seuil spécifique. Le seuil de la SSB (charnière) a été établi à la moyenne de la SSB entre 1990 et 1995 (la période présentant la SSB estimée la plus faible) et R_{MAX} a été calculé en tant que moyenne géométrique de recrutement entre 1976 et 2006 (les estimations du recrutement pour les trois dernières années ont été jugées peu fiables). La fonction de Beverton-Holt a été ajustée aux estimations de la SSB et du recrutement correspondant à la période 1971-2006. Les deux courbes sont représentées sur la **Figure 57.** En raison de l'incertitude entourant l'estimation de la relation reproducteurs-recrues, le groupe a décidé de présenter également d'autres points de référence en utilisant $F_{0,1}$ en tant qu'indice approchant pour F_{PME} .

L'état du stock a été déterminé au moyen du scénario à deux-lignes et du scénario Beverton-Holt pour le modèle de base de 1970 à ce jour (**Figure 58**). Les résultats obtenus dans le scénario à deux-lignes (faible recrutement) suggèrent que le stock se situe à un niveau supérieur des objectifs de la Convention depuis 1970 et que les taux de mortalité par pêche ont été en deçà des objectifs de la Convention depuis 1983. Les résultats obtenus par le scénario de Beverton-Holt (recrutement fort) suggèrent que le stock se situe en deçà des objectifs de la Convention depuis 1970 et que le taux de mortalité par pêche est supérieur aux objectifs de la Convention, à l'exception des années 1985, 1986 et de 2007 à 2009. Il est important de relever que la médiane de F actuel (moyenne géométrique de F pour la période 2007-2009, représentée par le cercle dans la figure) est au-dessus des objectifs de la Convention.

L'estimation de l'état du stock en 2009 est récapitulée pour les deux niveaux de recrutement dans les **Figures 58** et **59**. La **Figure 59** présente les résultats du cas de base et les scénarios de l'analyse par eustachage (jack-knife) à l'exclusion des indices GSL canadien et RR américain cm> 177. Les deux scénarios de l'analyse par eustachage (*jack-knife*) ont été inclus, car leur divergence par rapport au modèle de base permet de délimiter l'incertitude de la SSB et de la mortalité par pêche. Avec le modèle à deux lignes, le F récent (moyenne géométrique de 2007 à 2009) est de 30 % et 40 % inférieur à la de F_{PME} et de 20 % à 30 % supérieur à $F_{0,1}$. La biomasse du stock reproducteur est de 20 % à 60 % supérieure à la SSB_{PME} et de 10 % à 30 % inférieure à la SSB F_{0,1}. Avec le modèle de Beverton-Holt, le F récent est de 40% à 90% supérieur à F_{PME} et de 20% à 60% inférieure à la SSB_{F0,1}. Les trajectoires estimées de la médiane de l'état des stocks depuis 1970 sont présentées à la **Figure 58** pour les deux scénarios (à deux lignes et Beverton-Holt.)

Les conclusions de cette évaluation ne reflètent pas le degré total d'incertitude dans les évaluations et les projections. Un facteur important qui contribue à l'incertitude est le mélange entre les poissons originaires de l'Est et de l'Ouest. En 2008, des analyses limitées ont été menées sur les deux stocks avec le mélange, mais un nombre restreint de nouvelles informations a été disponible en 2010. Sur la base de travaux antérieurs, il est escompté que les estimations de l'état du stock puissent varier considérablement selon les types de données utilisées pour estimer le mélange (marquage conventionnel ou échantillons de signature isotopique) et les postulats de modélisation formulés. Il est nécessaire de réaliser davantage de recherche à ce titre avant que les modèles des échanges ne puissent être utilisés de façon opérationnelle pour l'avis de gestion. Une autre grande source d'incertitude réside dans le recrutement, en termes de niveaux récents (qui sont estimés avec une faible précision dans l'évaluation) et de niveaux potentiels futurs (les hypothèses de recrutement « faible » par opposition à « fort » qui affectent les points de référence de gestion). Une meilleure connaissance de la maturité par âge altérera également la perception des changements de la taille du stock. Finalement, le manque d'échantillons représentatifs d'otolithes implique la détermination de la prise par âge à partir d'échantillons de tailles, ce qui est imprécis pour les thons rouges plus grands.

6 Projections

6.1 Projections du thon rouge de l'Est

6.1.1 Spécifications

Des projections ont été réalisées au moyen de Pro2box reposant sur les estimations de la VPA pour les scénarios 13 et 15 (voir ci-dessus) avec les prises déclarées et réajustées et une mise en œuvre parfaite et imparfaite (20 % d'erreur) de la Rec. 09-06. Les scénarios 17 et 18 n'ont pas été considérés pour les projections étant donné que les ajustements des données étaient insuffisants et que les tendances de F et de N étaient considérablement différentes des scénarios pris en compte dans des évaluations précédentes.

En réalisant des projections *en avant*, il est nécessaire de spécifier les paramètres biologiques, le mode de sélection (y compris les modifications dues à des mesures techniques pouvant être appliquées), le recrutement

ainsi que les modifications qui peuvent être appliquées à l'estimation médiocre du nombre par âge des cohortes récentes de la VPA. Étant donné que pour les cohortes les plus récentes, les nombres par âge ne sont pas correctement estimés dans la VPA, notamment en ce qui concerne les âges les plus jeunes (voir point précédent), les trois premiers âges du vecteur initial de la population (à savoir pour 2009) ont été remplacés en postulant le même niveau de recrutement futur ajusté pour les prises observées et les M postulés pour ces cohortes. Cela donne lieu à des changements du vecteur terminal de population en 2009 (soit la première année de projection) et de la mortalité par pêche par âge pour les cohortes ayant été remplacées.

Deux hypothèses relatives au schéma de sélectivité de la période de projection ont été évaluées, à savoir la mise en œuvre parfaite ou imparfaite de la Recommandation [08-05]. La mise en œuvre parfaite a été modélisée en postulant que le schéma de sélectivité qui correspond aux mesures de gestion prévues, tandis que la mise en œuvre imparfaite a été modélisée sur la base du schéma de sélectivité provenant de la moyenne géométrique de 2007-2009 de la mortalité par pêche par âge découlant de la VPA après ajustement (T**ableau 9**).

Les paramètres biologiques reposent sur les valeurs historiques de la VPA, à savoir la mortalité naturelle et le pourcentage de la maturité par âge variant selon l'âge, mais ne variant pas au fil du temps, alors que le poids par âge dans les projections (waa2.txt) sont issus de la moyenne du poids par âge pour les âges 1 à 9 et de la courbe de croissance du groupe-plus (ce qui permet de tenir compte des changements potentiels dans la moyenne de poids du groupe-plus en fonction des changements de la composition par âge dus au rétablissement ou à la baisse de la SSB).

Trois scénarios ont été évalués pour le recrutement futur, sur la base des niveaux historiquement faible, moyen et élevé des périodes 1970-1980, 1955-2006 et 1990-2000, respectivement. Les scénarios de projection (**Tableau 10**) comprenaient donc, i) le scénario de la VPA, ii) la prise historique postulée, iii) le niveau de recrutement et iv) l'erreur de mise en œuvre. Ces scénarios ont été appliqués aux quotas de 0 à 20.000 tonnes par paliers de 2000 t, y compris le TAC actuel de 13.500 tonnes.

6.1.2 Résultats

Au total, 24 scénarios de projections ont été examinés, à savoir 2 scénarios (13 et 15) * 2 prises historiques (déclarée et réajustée) * 3 niveaux de recrutement (faible, moyen et élevé) * 2 mises en œuvre (parfaite et imparfaite). Les séries temporelles de SSB/SSB_{F0,1} sont présentées aux Figures 60 et 61 dans lesquelles les colonnes correspondent aux différents niveaux de TAC et les rangées aux scénarios et à la prise historique tandis que les niveaux de recrutement et la réussite de la mise en œuvre de mesures techniques sont illustrés par plusieurs couleurs et types de lignes, respectivement. En postulant que le recrutement élevé signifie que la SSB ciblant SSB_{F01} (à savoir une SSB en conditions d'équilibre découlant d'une pêche à F_{01}) est également plus élevée. Par conséquent, le stock semble historiquement plus appauvri, mais grâce à la hausse du niveau de recrutement le stock va se rétablir plus rapidement et atteindre un niveau supérieur. Dans le cas d'un TAC de 0 à 12.000 t, tous les scénarios stochastiques ont produit une SSB en 2022 étant égale ou supérieure à SSB_{F01} Dans le cas d'un TAC = 14.000 t, les résultats dépendent des types de scénarios (le scénario 13 présente un rétablissement plus faible que le scénario 15) alors que pour un TAC = 20.000 t, les résultats sont encore plus contrastés et dépendent davantage de la prise historique et des niveaux de recrutement (les scénarios de faible recrutement et de prise réajustée donnent lieu à un rétablissement plus faible). De manière générale, la réussite de la mise en œuvre n'a pas beaucoup d'incidence sur les résultats, car le schéma de sélectivité de 2008-2009 n'était pas tellement différent de celui que la Rec. 08.05 escomptait.

Les diagrammes de phase de Kobe sont illustrés à la **Figure 62**, pour la période 2009-2023 (les colonnes correspondent aux niveaux de TAC et les rangées au numéro du scénario et à la prise historique tandis que les niveaux de recrutement et la réussite de la mise en œuvre sont présentés sous forme de différentes couleurs / types de lignes). Les lignes représentent les médianes de $F/_{F0,1}$ et de SSB/SSB_{F0,1} et correspondent au niveau de recrutement postulé et de réussite des mesures techniques. Le stock se rétablit au cours de la période de projection, étant donné que les trajectoires passent du quadrant rouge au quadrant vert, mais les points finaux ne se situent pas toujours dans les zones vertes d'ici à 2022, notamment avec des TAC de plus de 14.000 t.

Les probabilités de se situer dans des quadrants d'autres couleurs du diagramme de Kobe sont présentées à la **Figure 63** pour la période 2009-2023 (même présentation). L'interprétation générale est semblable à celle de la **Figure 62** et la probabilité de se situer dans le quadrant vert augmente au fil du temps.

La matrice de Kobe est représentée graphiquement à la **Figure 64** et sous forme de tableau dans le **Tableau 11**. Le rétablissement du BFTE à $SSB_{F0,1}$ avec une probabilité d'au moins 60% devrait avoir lieu d'ici à 2018 avec

un TAC = 0 t, et d'ici à 2022 avec le TAC actuel (à savoir 13.500 t). Toutefois, il est fort improbable d'atteindre ce niveau de probabilité de 60% d'ici la fin de 2022 avec un TAC supérieur à 14.000 t.

6.2 Projections du thon rouge de l'Ouest

6.2.1Méthodes

Comme en 2008, le groupe a examiné les deux scénarios de recrutement abordés au point 5.2 : un premier scénario de recrutement faible (modèle à deux lignes) qui postule qu'un recrutement moyen ne permet pas d'atteindre les niveaux élevés obtenus au début des années 1970 (principalement en raison de quelques changements non-identifiés de l'environnement) et un scénario de recrutement fort postulant que le nombre de recrues correspond à la fonction de Beverton – Holt de la biomasse du stock reproducteur de l'année précédente). Le groupe a convenu qu'il ne dispose pas de preuves solides pour favoriser un scénario plutôt qu'un autre et a observé que ces scénarios fournissent des limites inférieure et supérieure raisonnables (mais pas extrêmes) du potentiel de rétablissement.

Les projections du stock de l'Ouest se fondent sur les répétitions du bootstrap des matrices de la mortalité et du nombre par âge générées par le logiciel VPA-2BOX. Le groupe a convenu que les projections et les limites de référence devraient être calculées pour le scénario de Beverton - Holt (recrutement fort) et le modèle à deux lignes (recrutement faible) afin de refléter les incertitudes relatives à la véritable forme de la relation stock/recrutement, dans la ligne de l'approche utilisée dans l'évaluation de 2008 (voir **Figure 57**). La relation stock/recrutement du modèle à deux lignes implique une augmentation linéaire du recrutement du niveau initial à un niveau pivot de la taille du stock reproducteur au-dessus duquel le recrutement est indépendant de la taille du stock reproducteur. Le niveau « pivot » de la taille du stock reproducteur est défini comme étant la taille moyenne du stock reproducteur de la période 1990-1995 (la période qui comprend les estimations les plus basses de la biomasse du stock reproducteur). Le niveau constant du recrutement se rapporte à la moyenne géométrique du recrutement entre 1976 et 2006, période pendant laquelle le recrutement était relativement constant. À l'instar

de 2008, l'écart-type de la variabilité du recrutement, σ_R , pour chaque répétition du bootstrap a été établi au même niveau que l'estimation de vraisemblance maximale (~0,43).

La relation stock-recrutement de Beverton-Holt a été ajustée aux estimations de la taille du stock reproducteur et au recrutement des cohortes de 1970-2005 ¹en utilisant une vraisemblance maximale (distribution d'erreur

lognormale). Le groupe a décidé d'établir l'ampleur de la variabilité du recrutement, σ_R , pour chaque répétition du bootstrap au même niveau que l'estimation de vraisemblance maximale (~0,43). À l'instar de 2008, il a été permis que le recrutement futur s'écarte de son niveau escompté en tant que processus autocorrélé multiplicatif (log-normal) de premier ordre. De manière générale, la préférence est accordée à la structure lognormale étant donné que celle-ci n'admet pas de recrutements négatifs et car elle permet aux écarts de recrutements d'augmenter en fonction de ce qui est escompté. Il a été estimé que le paramètre d'autocorrélation () équivalait à 0,52 pour le cas de base de la VPA.

Les estimations de recrutement de la VPA pour 2007-2009 ont été remplacées par des valeurs générées à partir de la relation ajustée stock/recrutement provenant de la projection (tant pour le scénario de recrutement faible que de recrutement fort). Le nombre et la mortalité par pêche par âge des âges 1-3 au début de l'année 2007 ont dès lors été recalculés en projetant ces recrutements générés vers l'avant avec les prises par âges connues. Le recrutement projeté partiel (qui combine les effets de la sélectivité des engins et la disponibilité des poissons par âge) a été calculé à partir des valeurs moyennes géométriques de la mortalité par pêche par âge des années 2006-2008 (rééchelonné à un maximum de 1,0).

L'âge moyen du groupe-plus au début des projections a été calculé sur la base du poids moyen observé du groupe-plus au cours de la dernière année de la VPA en inversant la courbe de croissance. L'âge moyen du groupe-plus a ensuite été mis à jour pour les années ultérieures de la projection et le poids du groupe-plus a été calculé à partir l'âge moyen mis à jour au moyen de la courbe de croissance (comme cela avait été réalisé en 2008). Dans ce sens, le poids moyen du groupe-plus a été autorisé à augmenter avec des réductions du taux de mortalité par pêche.

¹ Il a été communément admis que le recrutement est défini en tant que nombre de poisson d'âge 1 et l'intensité de la cohorte en tant que nombre de poisson d'âge 0. Le recrutement pour l'année y présente donc une cohorte identique à la cohorte de l'année y-*1*.

Il a été postulé que la prise projetée pour 2010 s'élevait à 1.800 t [Rec. 08-04]. Pour la période allant au-delà de 2010, les projections ont été poursuivies en ayant recours aux niveaux de prises constantes en appliquant la restriction selon laquelle le F sélectionné intégralement était limité à ne pas dépasser 2 yr⁻¹.

Les projections à moyen terme ont été réalisées afin de couvrir la période du programme de rétablissement (2019). La taille projetée du stock reproducteur a été exprimée proportionnellement à la taille du stock reproducteur associé à la PME et à $F_{0,1}$ (à savoir B_{PME} , $B_{0,1}$) pour le scénario de recrutement adéquat. B_{PME} a été utilisé en tant que niveau de référence pour le rétablissement étant donné qu'il constitue le niveau cible du programme actuel de rétablissement.

6.2.2 Résultats

Le groupe a constaté que le recrutement escompté lorsque la biomasse du stock reproducteur atteignait B_{PME} était beaucoup plus basse selon le scénario à deux lignes (85.000 t) que selon le scénario de Beverton-Holt (270.000 t) avec des estimations correspondantes plus basses de PME et de B_{PME} . Toutefois, les deux scénarios (à deux lignes et de Beverton-Holt) prédisaient des niveaux presque identiques lorsque les tailles du stock reproducteur sont basses (à savoir entre 5.000 et 12.500 t).

Les projections de la SSB du cas de base de la VPA ont été réalisées jusqu'en 2019 y compris avec des prises constantes de 0 t, 250 t, 500 t, 750 t, 1000 t, 1250 t, 1500 t, 1750 t, 2000 t, 2250 t, 2500 t, 2750 t, 3000 t, 3250 t, et 3500 t. Les niveaux de référence correspondant du cas de base sont présentés au **Tableau 12**. Les résultats obtenus selon le scénario de recrutement faible (**Figure 65**) font apparaître que la probabilité que le stock se situe actuellement à un niveau équivalent ou supérieur aux objectifs de la Convention (à savoir SSB_{PME} = 12.250 t) dépasse 50%. Il est prévu qu'une prise totale inférieure à 2.500 t ait 50% de chances, au moins, de maintenir les objectifs de la Convention visant à éviter la surpêche et à maintenir le stock au niveau de la PME jusqu'en 2019. Les perspectives dans le cadre du scénario de recrutement fort (**Figure 66**) sont différentes et font apparaître un stock actuellement surexploité et faisant l'objet de surpêche. Étant donné que l'objectif de rétablissement est élevé (SSB_{PME} = 82.200 t), une prise totale de moins de 1.500 t est nécessaire pour mettre un terme à la surpêche d'ici à 2011-2012 mais il n'est pas escompté que le stock se rétablisse avant 2019 même si aucune pêche n'est réalisée.

Les résultats tiennent compte de la référence de gestion sélectionnée. Un point de référence alternatif approchant $(F_{0,1})$ a également été examiné (**Figures 65** et **66**). Les métriques de l'état projeté du stock (par rapport à SSB et F) dans le cadre des deux scénarios de recrutement se ressemblent davantage si $F_{0,1}$ est utilisé en tant que référence de gestion plutôt que F_{PME} . Le groupe a également observé que $F_{0,1}$ est souvent utilisé en tant qu'indice approchant prudent pour F_{PME} par d'autres groupes d'évaluation de stock, notamment lorsque les connaissances relatives à la relation stock/recrutement sont limitées.

Afin d'atteindre 60% de probabilités de maintenir les objectifs de gestion (**Figure 67**) jusqu'en 2019 y compris dans le cadre du scénario de recrutement faible, les prises devront être inférieures à 2.500 t. Dans le cadre du scénario de recrutement fort, une prise totale de moins de 1.250 t est nécessaire pour mettre un terme à la surpêche d'ici à 2011-2012, mais il n'est pas escompté que le stock se rétablisse avant 2019 même si aucune pêche n'est réalisée.

Le **Tableau 13** présente un résumé de la probabilité selon laquelle les diverses politiques de prise constante permettent le rétablissement du stock dans le cadre des scénarios de recrutement faible et fort. Le **Tableau 14** présente également un résumé de la probabilité que les diverses politiques de prise constante puissent mettre un terme à la surpêche. Le modèle de base selon le scénario de faible recrutement suggère une probabilité de rétablissement du stock de 50 % d'ici à 2019 et indique que des prises de 2000 t ou moins offriront une probabilité de rétablissement de plus de 60 %. Si le scénario de recrutement fort est correct, le stock Ouest ne se rétablira pas d'ici 2019, même sans capture, alors qu'il est prévu que des prises de 1 500 t, ou moins, mettent un terme à la surpêche et commencent le rétablissement.

Les **Figures 68** et **69** présentent les résultats des projections sous la forme de diagrammes de surface de Kobe II qui permettent de déduire le futur état du stock à réaliser avec quelconque TAC ou niveau de probabilité. Il a également été convenu qu'il serait utile de présenter les résultats pour les scénarios faible et élevé combinés afin de mieux refléter l'opinion du groupe indiquant qu'il n'existe pas de preuve évidente démontrant la validité d'une hypothèse par rapport à l'autre.

Le groupe a constaté que l'évaluation de l'état des stocks dans le cadre du scénario de faible recrutement (légèrement au-dessus des objectifs de la Convention) est plus optimiste que celle de l'évaluation de 2008, principalement compte tenu de la modification de la composition par âge perçue en raison de l'utilisation de la courbe de croissance en 2009. Toutefois, l'évaluation dans le cadre du scénario de recrutement fort est semblable à celle de 2008 (bien en deçà de l'objectif de la Convention). Comme indiqué précédemment, des incertitudes considérables subsistent quant aux perspectives du stock occidental, notamment en ce qui concerne le mélange et l'efficacité des mesures de gestion sur le stock de l'Est.

7 Recommandations

7.1 Recommandations de recherche

- Le groupe a rappelé qu'il était important d'obtenir des données indépendantes des pêcheries, par le biais d'un programme de marquage à grande échelle et de mettre au point des indices d'abondance indépendants des pêcheries afin de mieux suivre la trace des tendances de la biomasse et de mieux estimer les taux de mortalité par pêche. En outre, des données indépendantes des pêcheries sont capitales afin d'éviter l'apparition de biais causés par des réglementations de gestion dans les modèles reposant sur la prise et la CPUE.
- Le groupe a répété qu'il était capital d'obtenir des échantillons représentatifs d'otolithes et d'autres tissus de l'ensemble des principales pêcheries dans toutes les zones. Les quelques échantillons disponibles ont été recueillis de façon opportuniste, principalement aux cours des dernières années et provenant des pêcheries d'Amérique du Nord. Des otholites, des épines et des vertèbres peuvent fournir des estimations directes de la composition par âge de la prise afin d'éviter par conséquent les biais découlant de la détermination de l'âge à partir de la taille. De plus, des données sur les micro-éléments des otolithes peuvent s'avérer très utiles pour déterminer l'origine des stocks avec une grande précision et pourraient donc être un facteur clé afin d'améliorer la capacité à réaliser des analyses sur les échanges. Une valeur ajoutée serait obtenue si des échantillons génétiques étaient également prélevés des mêmes poissons, ce qui pourrait éventuellement donner lieu à des tests plus précis et moins onéreux aux fins de la détermination de l'origine des stocks. En ce qui concerne les analyses sur les échanges, il est également important d'identifier les collections existantes d'otolithes recueillis dans les périodes historiques (dans les années 1970 et les années 1980) pour comprendre dans quelle mesure les proportions de l'origine des stocks dans les prises pourraient avoir changé.
- Il est également nécessaire de réaliser des recherches sur la structure de la population de thon rouge afin de dissiper les principales incertitudes entourant l'évaluation du stock. Cela impliquerait de déployer davantage d'effort en matière d'échantillonnage, ce qui pourrait s'inscrire dans le cadre du GBYP.
- Le groupe a recommandé que des travaux soient menés, dans la mesure du possible dans le cadre du GBYP, afin de vérifier les postulats actuels relatifs à l'âge à la maturité et les principales caractéristiques de la biologie reproductive des stocks de l'Atlantique Ouest et de l'Atlantique Est et de la Méditerranée.
- Il a été suggéré que le champ de l'étude génétique décrit dans le document SCRS 2010/118 soit étendu en tenant compte des nouveaux échantillons supplémentaires ainsi que des nouveaux SNP afin de pouvoir réaliser à l'avenir des échantillons de l'ensemble de l'Atlantique.
- Il a été recommandé que les données historiques de prise et d'effort de l'Atlantique Ouest de la flottille palangrière japonaise soient analysées par zones principales et par groupes d'années présentant une distribution cohérente de l'effort, plutôt que de considérer seulement les prises déclarées dans les rapports de thons rouges. Les données présentant le plus d'intérêt sont celles se rapportant au golfe du Mexique, aux eaux au large du Brésil et à la zone Floride (Bahamas) et à la période des années 1960 aux années 1980.

7.2 Recommandations de gestion

Thon rouge de l'Est

Aux termes de la Recommandation 09-06, la Commission a établi un total de prises admissibles pour le thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée à 13.500 t au titre de 2010. De plus, dans la Recommandation 09-06, la Commission a demandé au SCRS de fournir la base scientifique pour que la Commission puisse établir un programme de rétablissement sur trois ans pour 2011-2013, dans le but d'atteindre la B_{PME} d'ici à 2023 inclus, avec une probabilité d'au moins 60 %.

Une matrice de stratégie de Kobe II reflétant les scénarios de rétablissement du thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée, conformément au programme de rétablissement pluriannuel est présentée au **Tableau 11** et à la **Figure 64**.

La mise en œuvre de réglementations récentes (par le biais de la Rec. 09-06 et de recommandations antérieures) a clairement entraîné une réduction des taux de capture et de mortalité par pêche. Toutefois, étant donné que la pêcherie s'adapte actuellement à ces nouvelles mesures de gestion, le Comité n'est pas en mesure de comprendre pleinement les implications des mesures sur le stock. La Commission pourrait envisager une probabilité différente de rétablissement à celle que prévoit la Rec. 09-06 compte tenu des incertitudes non quantifiées. Toutefois, le Comité observe que le maintien des prises au TAC actuel (13.500 t) conformément au programme actuel de gestion, pour 2011-2013, permettra probablement au stock d'augmenter pendant cette période et est conforme au but d'atteindre la F_{PME} et la B_{PME} d'ici à 2023 inclus, avec une probabilité d'au moins 60 %.

Thon rouge de l'Ouest

En 1998, la Commission a lancé un programme de rétablissement sur 20 ans en vue d'atteindre B_{PME} avec une probabilité de 50% au moins. En réponse à de récentes évaluations, en 2008, la Commission a recommandé un total de prises admissibles (TAC) de 1.900 t en 2009 et de 1.800 t en 2010 [Rec. 08-04].

L'évaluation actuelle (2010) indique des tendances historiques similaires de l'abondance à celles d'évaluations antérieures. La forte classe annuelle de 2003 a contribué à la productivité du stock de telle sorte que la biomasse s'est accrue au cours de ces dernières années.

Comme dans des évaluations antérieures, la productivité future du stock se fonde sur deux hypothèses relatives au recrutement futur : Un « scénario de recrutement fort » selon lequel le recrutement futur a le potentiel d'atteindre des niveaux survenus au début des années 70 et un « scénario de faible recrutement » selon lequel le recrutement futur devrait demeurer proche des niveaux actuels. Les résultats des évaluations antérieures ont démontré que les implications à long terme de la biomasse future sont différentes en fonction des deux hypothèses et cette question de recherche reste sans réponse. Toutefois, l'évaluation actuelle (2010) se base aussi sur de nouvelles informations sur les taux de croissance du thon rouge de l'Ouest qui ont modifié la perception du Comité des âges auxquels le frai et la maturité ont lieu. Les âges de première maturité demeurant très incertains, la prise en compte de la nouvelle information dans l'évaluation actuelle (2010) accentue les différences existant entre les deux hypothèses de recrutement.

Une matrice de stratégie de Kobe II produisant les probabilités d'atteindre la B_{PME} pendant la période de rétablissement de la Commission en appliquant des niveaux de capture alternatifs est présentée au **Tableau 13**. Le scénario de faible recrutement tend à démontrer que la biomasse présente actuellement un niveau permettant d'atteindre la PME bien que le scénario de recrutement fort prétende qu'il est impossible d'atteindre la B_{PME} . Malgré cette incertitude relative à la productivité future du stock à long terme, d'après les deux scénarios de recrutement 1) les projections à court terme (jusqu'en 2015) indiquent que les captures actuelles (avoisinant les 1.800 t) permettront à la biomasse de continuer à augmenter, 2) les captures de plus de 2500 tonnes se traduisent par une diminution de la biomasse en 2015 et les projections à long terme des captures supérieures à 3000 tonnes ne permettront pas atteindre les objectifs de la Convention.

Comme noté précédemment par le Comité, la productivité du thon rouge de l'Atlantique Ouest et des pêcheries de thon rouge de l'Atlantique Ouest est liée au stock de l'Atlantique Est et de la Méditerranée. Par conséquent, il est probable que les actions de gestion prises dans l'Atlantique Est et la Méditerranée aient un impact sur le rétablissement dans l'Atlantique Ouest. En effet, même de faibles taux d'échanges de l'Est vers l'Ouest peuvent avoir d'importants effets sur l'Ouest car la taille de la ressource de l'Atlantique Est et de la Méditerranée est bien plus grande que celle de l'Ouest.

8 Autres questions

Aucune autre question n'a été discutée.

9 Adoption du rapport et clôture

Le rapport a été adopté par correspondance.

Le Président a remercié les participants pour leur travail intense.

La réunion a été levée.

Références

- Abid, N. and Idrissi, M. 2010. Updated standardized CPUE of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught by the Moroccan Atlantic traps in the area of influence of the Strait of Gibraltar during the period 1986-2009. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 65(3): 1096-1102.
- Anon. 1997, Report of the ICCAT SCRS Bluefin tuna Stock Assessment Session (Genoa, Italy, September 12-20, 1996). 1996 SCRS Detailed Report on Bluefin Tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. 46(1): 1-186.
- Anon. 1999, Report of the 1998 Atlanatic Bluefin Tuna Assessment Session. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT 49: 1-191
- Anon. 2002, ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Madrid, Spain, September 3-7, 2001). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(2): 262-352.
- Anon. 2003, Report of the 2002 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, July 22 to 30, 2002). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(3): 710-937.
- Anon. 2007, Report of the 2006 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, June 12 to 18, 2006). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(3): 652-880.
- Anon. 2008, Report of the 2008 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, June 23 to July 4, 2008). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(1): 1-352.
- Anon. 2011, Report of the 2010 ICCAT Bluefin Tuna Data Preparatory Meeting (Madrid, Spain, June 14 to 19, 2010. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66 (*in this issue*).
- Baglin, R.E., Jr. 1982, Reproductive biology of western Atlantic bluefin tuna. *Fishery Bulletin*: Vol. 80 No. 1, pp. 121-134.
- Bonhommeau, S., Farrugio, H., Poisson, F., Fromentin, J-M. 2010, Aerial surveys of bluefin tuna in the western Mediterranean Sea: Retrospective, prospective, perspective. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 65(3): 801-811.
- Bousany, A.M, Reeb, C.A., Teo, S.L.H., DeMetrio, G., Block, B.A. 2007, Genetic data and electronic tagging indicate that the Gulf of Mexico and Mediterranean Sea are reproductively isolated stocks of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). Collect. Vol. Vol. Sci. Pap., ICCAT 60(4): 1154-1159.
- Carlsson, J., McDowell, J.R., Carlsson, J.E.L., Graves, J.E. 2007, Genetic identity of YOY bluefin tuna from the eastern and western Atlantic spawning areas. Journal of Heredity 98(1): 23-28.
- Cort, J.L. 1991, Age and growth of the bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.) of the Northwest Atlantic. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 35(2): 213-230.
- Fromentin, J-M. 2004. The 2002 size composition of bluefin tuna catches of the French purse seine compared to those of the early 1990s and 2001. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 56(3): 1182-1188.

- Fromentin, J-M., Arrizabalaga, H., Restrepo, V.R. and Ortiz de Urbina, J. 2007, Estimates of total mortality of eastern Atlantic bluefin tuna baased on year-class curves. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(3): 928-936.
- Fromentin, J-M., Farrugio, H., Deflorio, M. and De Metrio, G. 2003, Preliminary results of aerial surveys of bluefin tuna in the western Mediterranean Sea. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(3): 1019-1027.
- Fromentin, J-M., Fonteneau, A. 2001, Fishing effects and life history traits: a case-study comparing tropical *versus* temperate tunas. *Fisheries Research* 53, 133-150.
- Fromentin, J-M., Powers, J.E. 2005, Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish and Fisheries* 6, 281-306.
- Fromentin, J-M. and Restrepo, V. 2009, A year-class curve analysis to estimate mortality of Atlantic bluefin tuna caught by the Norwegian fishery from 1956 to 1979. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(2): 480-490.
- García, A., Alemany, F., Velez-Belchi, P., López Jurado, J.L., Cortés, D., de la Serna, J.M., González Pola, C., Rodríguez, J.M., Jansa, J. and Ramírez, T. 2005, Characterization of the bluefin tuna spawning habitat off the Balearic Archipelago in relation to key hydrographic features and associated environmental conditions. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(2): 535-549.
- García, D. Arrizbalaga, H. and Artetxe, I. 2007, Alternatives to the Bay of Biscay juvenile bluefin tuna baitboat index. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(3): 957-975.
- Geromont, H.F. and Butterworth, D.S. 1997, Specifications for the Adapt VPA Code, September 1996 (Revised). Collect Vol. Sci. Pap. ICCAT, 46(2): 321-324.
- Goldstein, J., Heppell, S., Cooper, A., Brault, S. and Lutcavage, M. 2007, Reproductive status and body condition of Atlantic bluefin tuna in the Gulf of Maine, 2000-2002. Marine Biology, 151: 2063-2075.
- Hurley, P.C.F. and Iles, T.D. 1983, Age and growth estimation of Atlantic bluefin tuna *Thunnus thynnus* using otoliths. NOAA-NMFS Tech. Rep. 8 pp. 71-75.
- ICCAT 2010a, *ICCAT Manual* (1st edition), Chapter 2. Description of Species, Section 2.1.5: Atlantic bluefin tuna, pp. 93-111.
- ICCAT 2010b, Report of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS) (Madrid, Spain, October 5 to 9, 2009). *In* Report for Biennial Period, 2008-09 Part II (2009) Vol. 2.
- Kass, R.E. and Raftery. A.E. 1995, Bayes Factors. *Journal of the American Statistical Association*, Vol. 90, No. 430 (Jun. 1995), pp. 773-795.
- Kuikka, S., Hildén, M., Gislason, H., Hansson, S., Sparholt, H., and Varis, O. 1999, Modelling environmentally driven uncertainties in Baltic cod (*Gadus morhua*) management by Bayesian influence diagrams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56: 629-641.
- Legault, C.M., Restrepo, V.R. 1999, A flexible forward age-structured assessment program. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 49(2): 246-253.
- Mather, F.J., Mason, Jr., J.M. and Jones, A. 1995, Historical document: life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna, Pages 165 pp. Miami, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-370.
- McAllister, M., Babcock, E.A., Pitich, E.K. 2001, Using Bayesian methods to improve stock assessment and management of stock rebuilding when there is uncertainty in processes affecting future recruitment. Collect. Vol. Sci. Pap. 52(3): 1078-1093.
- McAllister, M. and Kirchner, C.K. 2002, Accounting for structural uncertainty to facilitate precautionary fishery management: Illustration with Namibian orange roughy. *Bulletin of Marine Science*, Vol. 70, Issue 2 (March 2002), pp. 499-540.

- Millar, R.B. 1987, Maximum likelihood estimation of mixed stock fishery composition. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 583-590.
- Miller, T.J. 2007, A finite-state continuous-time approach to inferring regional movement rates of Atlantic bluefin tuna using conventional tagging studies. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(4): 1109-1131.
- Neilson, J.D. and Campana, S.E. 2008, A validated description of age and growth of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 75(8): 1523-1527.
- Porch, C.E., Turner, S.C., Powers, J.E. 2001, Virtual Population Analyses of Atlantic bluefin tuna with alternative models of transatlantic migration: 1970-1997. 2001. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(3): 1022-1045.
- Powers, J.E., and Restrepo, V.R. 1992, Additional options for age-sequenced analysis. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 39(3): 540-553.
- Turner, S.C. and Restrepo, V.R. 1994, A review of the growth rate of West Atlantic bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, estimated from marked and recaptured fish. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 42: 170-172.
- Rooker, J.R., Alvarado Bremer, J.R., Block. B.A., de Metrio, G., Corriero, A., Krause, R.T. Prince, E.D., Rodriguez-Marin, E. and Secor, D.H. 2007, Life history and stock structure of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). Reviews in Fisheries Science, 15:265-310.
- Restrepo, V.R., Diaz, G.A., Walter, J.F., Neilson, J. Campana, S. Secor, D. and Wingate, R.L. 2011, Updated estimate of the growth of western Atlantic bluefin tuna. *Aquatic Living Resources*, Vol. 23, Issue 04, pp. 335-342.

INFORME DE LA SESIÓN DE 2010 DE ICCAT DE EVALUACIÓN DEL STOCK DE ATÚN ROJO DEL ATLÁNTICO

(Madrid, España – 6 a 12 de septiembre de 2010)

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

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

El Dr. J. Powers, Coordinador General, actuó como Coordinador global de la Reunión y los Drs. C. Porch (Estados Unidos) y J.M. Fromentin (UE-Francia) actuaron como Copresidentes de los stocks occidental y oriental respectivamente. El Dr. Powers dio la bienvenida a los participantes y procedió a revisar el orden del día que fue reorganizado y adoptado con algún pequeño cambio (**Apéndice 1**).

La lista de participantes en la reunión se incluye en el **Apéndice 2**. La lista de los documentos presentados a la reunión se adjunta como **Apéndice 3**.

Actuaron como relatores los siguientes participantes:

Secciones	Relator	
Puntos 1, 8 y 9	P. Pallarés	
Punto 2	G. Scott	
Punto 3.1	J. Neilson	
Punto 3.2	C. Brown y E. Rodríguez Marín	
Punto 3.3	G. Díaz, J.M. Ortiz de Urbina y A. Kimoto	
Punto 4	C. Porch y J.M. Fromentin	
Punto 5	H. Arrizabalaga, S. Bonhommeau, J.M. Fromentin, J.J. Maguire,	
	B. Linton y C. Porch	
Punto 6	L. Kell, J. Walter, M. Ortiz, J.M. Fromentin, S. Cass-Calay, C.	
	Porch	
Punto 7	J. Powers	

2 Examen de los planes de recuperación para el atún rojo del Atlántico y Mediterráneo y asesoramiento previo del SCRS

Se revisaron los planes de recuperación de la Comisión para el atún rojo del Atlántico y el Mediterráneo.

Planes de recuperación para el Atlántico este y Mediterráneo: La Recomendación de ICCAT que enmienda la Recomendación de ICCAT sobre el establecimiento de un Plan de recuperación plurianual para el atún rojo en el Atlántico este y Mediterráneo [Rec. 08-05] (que sustituyó a la 06-05) establecía un periodo de recuperación de 15 años, a partir de 2007, con el objetivo de recuperar el stock hasta B_{RMS} con más de un 50% de probabilidades. Varias medidas técnicas, incluyendo talla mínima, vedas a la pesquería y TAC, fueron implementadas en el plan, que también establecía que el SCRS debía hacer un seguimiento y asesorar a la Comisión sobre las probabilidades de que se cumplieran los objetivos del plan basándose en los datos disponibles. Basándose en la información disponible en 2007, el SCRS informó de que los resultados preliminares globales indicaban que las medidas adoptadas en el plan eran un paso en la dirección correcta, pero que era poco probable que cumplieran plenamente el objetivo del plan de recuperar el stock hasta el nivel de RMS en 15 años con más de un 50% de probabilidades. El SCRS advirtió de que depende de varios factores, especialmente de cómo se implementen las regulaciones (lo que incluye una importante reducción del esfuerzo pesquero desde ahora hasta 2023), así como del reclutamiento futuro. Si la implementación fuera perfecta y si el reclutamiento futuro se encontrará aproximadamente en el nivel de los 90 y no estuviera afectado por el nivel reciente de la biomasa reproductora, se estimó que existe en torno a un 50% de probabilidades de recuperación desde ahora hasta 2023, en el marco de las regulaciones establecidas en la Rec. 08-05. El SCRS advirtió, sin embargo, que la implementación perfecta era poco probable porque, incluso con una ejecución perfecta, el Comité consideraba que no era viable evitar totalmente la mortalidad de los peces pequeños descartados (por encima de la tolerancia) y a la vez reducir continuamente y de forma importante el esfuerzo pesquero hasta niveles muy bajos para lograr los objetivos del Plan de recuperación. Con otros supuestos posibles (bien la implementación imperfecta o reclutamiento que desciende respecto a los niveles recientes a medida que desciende la biomasa reproductora o ambos), los objetivos del Plan de recuperación no se lograrían sin realizar más ajustes. El mejor asesoramiento del Comité era seguir una estrategia de $F_{0,1}$ (u otra aproximación de F_{RMS} adecuada) para recuperar el stock, porque dicha estrategia parece mucho más robusta que la incluida en la Rec. 06-05 y posiblemente también que la incluida en la Rec. 08-05, ante un amplio rango de incertidumbres acerca de los datos, la situación actual y la productividad futura. Estas estrategias implicarían capturas mucho menores durante los próximos años (del orden de 15.000 t o menos), pero la ganancia a largo plazo podría conducir a capturas de aproximadamente 50.000 t con aumentos sustanciales en la biomasa reproductora. Para una especie longeva como el atún rojo, se tardaría algún tiempo (> 10 años) en comprobar el benefício. El Comité advirtió de que era necesaria una reducción global en el esfuerzo pesquero y en la mortalidad por pesca para revertir las tendencias actuales.

En respuesta al asesoramiento del Comité, la Comisión modificó de nuevo el plan de recuperación en 2009 [Rec. 09-06] y estableció un TAC de 13.500 t para 2010 y un marco para establecer el TAC futuro en niveles suficientes para recuperar el stock hasta B_{RMS} desde ahora hasta 2023, con al menos un 60% de probabilidades. La Comisión requirió también al SCRS que presentara una matriz de estrategia de Kobe II que reflejara los escenarios de recuperación del atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo que lograrían B_{RMS} con probabilidades de entre el 50 y el 90% teniendo en cuenta la [Res. 09-12].

La *Recomendación suplementaria de ICCAT sobre el Programa de recuperación del atún rojo del Atlántico oeste* [Rec. 08-04] establece un periodo de recuperación de 20 años a partir de 1999 con el objetivo de recuperar el stock hasta B_{RMS} con al menos un 50% de probabilidades antes del fin del marco temporal del plan (hasta 2018, inclusive). En este Plan se implementan varias medidas técnicas, incluyendo TAC, y también este Plan solicita al SCRS que haga un seguimiento y asesore a la Comisión, basándose en los datos disponibles, sobre las probabilidades de que los objetivos del Plan se cumplan. Basándose en la evaluación del stock del Oeste llevada a cabo en 2008, que indicaba que un total admisible de captura (TAC) constante por debajo de 2.100 t durante el periodo de 2009-2010 produciría ganancias en la biomasa del stock reproductor (SSB) del atún rojo del Atlántico oeste y considerando las nuevas evidencias que el SCRS advirtió que sugerían que el reglamento actual podría ser insuficiente para lograr los objetivos, la Comisión enmendó su plan de recuperación para establecer un total admisible de capturas (TAC), incluyendo descartes muertos, de 1.900 t en 2009 y 1.800 t en 2010.

3 Resumen de los datos disponibles para la evaluación

3.1 Biología

El Grupo revisó 10 documentos que describían los recientes avances en nuestros conocimientos sobre la biología del atún rojo y aquí se presentan resúmenes de los documentos y de las discusiones del Grupo de trabajo. Para consultar resúmenes adicionales de la información biológica presentada al SCRS en 2010, consúltese el Informe de 2010 de la reunión de preparación de datos sorbe atún rojo (Anon. 2011, *en imprenta*).

Aparte de estas nuevas aportaciones, en la tabla que se presenta a continuación se facilita un resumen de los supuestos actuales acerca de los atributos del ciclo vital utilizados en la evaluación para los stocks del Atlántico este y Mediterráneo y del Atlántico oeste:

Atributo del ciclo vital	Supuestos utilizados por el SCRS	Fuente (véase también el Manual de ICCAT)	Notas
Crecimiento (talla por	Crecimiento von Bertalanffy		Para el Oeste, el SCRS
edad)			adoptó en 2009 la curva de
	Oeste (Turner y Restrepo	Turner y Restrepo	crecimiento de Restrepo et
	1994): K=0,079; L _∞ =382;	(1994)	al. (2011) y la evaluación
	$t_0 = -0,707$		actual la utiliza para el
	Oeste (Restrepo et al. 2011)	Restrepo et al. 2011	caso base, y el antiguo
	Oeste: K=0,089; L_{∞} =315; t_0 =	ICCAT (2010a)	modelo de crecimiento se
	-1,13		utiliza para algunos
			ensayos de continuidad.
	Este & Med: K= 0,093;	Cort (1991)	Véase la Figura 1 para
	$L_{\infty}=319; t_0=-0,093$		una descripción de las
			curvas de crecimiento.

Crecimiento (talla-	Oeste: se usan conversiones	Factores de conversión	La evaluación de 2008
peso)	específicas de área y	de ICCAT	puso de relieve la
	temporada.		necesidad de revisar las
			conversiones para el
	Este & Med. < 101 cm:	ICCAT (2010a)	Oeste.
	$W=2.95.10^{-5}*FL^{2,899}$		
	Este & Med. >100 cm:		
	W=1.96.10 ⁻⁵ *FL ^{3,009}		
Mortalidad natural	Oeste – se asume que M es	Anon. 1997	Anon. 1997.
	independiente de la edad		
	$(=0,14 \text{ yr}^{-1})$		
			Para las edades 1 a 10+ se
	Este & Med Empezando a		aplica un vector específico
	edad 1: 0.49 0.24 0.24		de la edad para M (Anon
			1997)
	0.125, 0.10		
Longevidad	$E_{ste} > 20 \text{ yr}$	Fromentin y Fonteneau	Basada en datos de
201180 11444	20 yr	(2001)	marcado
		(2001)	mureudo.
	Oeste: 32 vr	Neilson v Campana	
	Sester 52 yr	(2008)	Basada en huellas de
		(2000)	radiocarbono
Madurez	Oeste 100% madurez:	Baglin (1982)	D_{iaz} (SCRS/2010/074) v
	Antes edad 8 ahora edad 9		otros sugieren una edad
	utilizando el modelo de		posterior para la edad de
	crecimiento de Restreno <i>et</i>		primera madurez (edad 15-
	al 2011		16) pero Goldstein <i>et al</i>
	<i>u</i> ., 2011.		(2007) sugieren para el
			(2007) sugleten para er
			reproductive estimations v
			mener telle de medurez
	Esta & Mad 500/ maduration	Anon 1007 (signals	menor talla de madurez
	Este & Med. 50% madurez:	Anon., 1997 (siendo	
	Edad 4 (115 cm / 30 kg).	confirmado por estudios	
		mas recientes)	vease el informe actual
			para información mas
Zana da dagarra	Oosta: Galfa da Márrian	Múltinlag fyantag vágas	Se han formulade
Zona de desove	Oesie. Gono de Mexico.	Nulliples luentes, vease Rooker et al. (2007) ::	binétasis sobre atras zonas
	Esta & Mad · Almadadam da	Fromontin y Doword	de deseue pero no co hor
	Este & Ivieu Allededor de	(2005) a Mathematical	de desove pero no se nan
	Daleales, mai Tiffeno,	(2005) o Wather <i>et al.</i>	uemostrado aun.
	de Levente	(1993) para las	
Tomporada da dagarra	Oosta: Abril a madiadag da	Invisiones.	El momente de le
remporada de desove	iunio	iguai que el antenor.	temporada de dasava
	Juno.		nuede combier de un contra
	E-4- 9 M-1, 1, 1, 1		puede cambiar de un ano a
	Este & Med.: mediados de		otro debido a condiciones
	mayo a mediados de julio.		medioambientales.

Madurez.

El SCRS/2010/115 presentaba una revisión de la bibliografía sobre madurez del atún rojo para facilitar orientaciones sobre la idoneidad de la actual ojiva de madurez para el atún rojo del Oeste (plena madurez a edad 9 usando la curva de crecimiento de Restrepo *et al.*, 2011) y para explorar posibles explicaciones a la discrepancia entre las ojivas de madurez del atún rojo del Este y del Oeste. El autor indicó los métodos divergentes para determinar la madurez en las zonas de desove, mientras que en el Oeste la composición por tallas en las zonas de desove ha dado origen a las recientes opiniones sobre madurez. El autor concluía que teniendo en cuenta todas las evidencias examinadas para el atún rojo del Oeste, parece quizá prematuro cambiar la edad actualmente asumida de plena madurez a una edad mayor. Para el atún rojo del Este, el autor recomendaba que

los supuestos de los diversos estudios disponibles fueran revisados con el fin de garantizar que las estimaciones pueden aplicarse a todo el stock reproductor.

El Grupo comentó la enorme disparidad entre las edades de madurez supuestas para los stocks del Este y el Oeste. Se discutió también la posibilidad de que se produzca desove fuera de las zonas de desove previamente descritas del Golfo de México/Caribe. Se indicó que, para el atún rojo del Pacífico, las concentraciones de reproductores están espacialmente segregadas por la talla de los reproductores. Se sugirió que tal vez dicha estructura existe también para el atún rojo del Oeste, pero no ha sido aún bien documentada. Otros miembros del Grupo de trabajo recordaron que el SCRS ha llevado a cabo campañas en zonas potenciales de desove en el Atlántico norte central, pero no se descubrieron zonas de desove adicionales. Sin embargo, más recientemente, el Grupo fue informado de que se habían previsto campañas de larvas para el Caribe. Estas diferencias en la edad de madurez entre los atunes del Este y el Oeste podrían explicarse también por la subestructura de la población.

El Grupo describió también los aspectos temporales en relación con el comportamiento reproductivo. Por ejemplo, dentro del Mediterráneo, se ha observado que los reproductores pequeños llegan a la zona de desove más tarde que los ejemplares mayores.

Se ha observado que las diferencias entre los datos de composición de tallas del Golfo de México, en comparación con otras pesquerías fuera de esta región, podrían usarse para generar una ojiva de madurez (véase la Figura 5 del SCRS/2010/115).

Como continuación a las conclusiones del SCRS/2010/115, podría mejorarse la comprensión de la madurez por edad para los stocks de atún rojo, tanto del Este como del Oeste. En particular, el Grupo observó que el requisito es obtener un perfil de madurez subyacente de la población, no solo la captura en la zona de desove. Sin embargo, obtener muestras representativas puede ser difícil dadas las complejidades descritas más arriba. La incertidumbre en la edad de madurez sigue siendo un tema importante para la evaluación de stock que podría obligar al Grupo a considerar escenarios alternativos durante su trabajo de modelación y debería ser considerada dentro del GBYP y de otros programas de investigación llevados a cabo en colaboración con el SCRS. Para el stock del Atlántico oeste podría considerarse realizar un mayor muestreo de las zonas potenciales de desove fuera de las zonas conocidas.

Un documento relacionado, el SCRS/2010/117, presenta un catálogo de tallas y sexos del atún rojo del Atlántico muestreado para obtener la edad, la situación reproductiva y el origen natal desde 2004 a 2009. Se muestrearon las gónadas de 234 atunes rojos entre junio y octubre en desembarques comerciales y de recreo. Los peces oscilaban en talla y peso entre 147-276 cm CFL y 69-293 kg, respectivamente. Los peces muestreados en 2008-2009 para hacerles un perfil endocrino (n=78) oscilaban entre 134-272 cm CFL. Se determinarán los atributos biológicos de estos peces de las zonas de cría occidentales y los resultados se compararán e integrarán con los hallazgos relativos a los ejemplares muestreados en las zonas de desove conocidas durante los periodos supuestos de desove. El Grupo instó a realizar estudios de esta naturaleza, ya que podrían ayudar a solucionar importantes deficiencias en nuestros conocimientos de la biología del atún rojo.

Crecimiento

El SCRS/2010/108 describía un ensayo de crecimiento con atunes rojos grandes del Este en instalaciones de engorde. El ensayo se inició a finales de julio de 2009 y se terminó a finales de noviembre de 2009. Los peces muestreados se tomaron de parte de una población de aproximadamente 2.400 atunes rojos capturados durante la temporada de pesca de 2009. En cada punto de muestreo se tomaron otras mediciones, así como muestras para otros análisis (químicos, histológicos y genéticos). A partir de un peso vivo medio (RWT) de 190,5 kg, los atunes rojos crecieron hasta un RWT medio de 259,0 kg, lo que supone un aumento del 36,0%. Por el contrario, no hubo aumentos significativos ni en la longitud a la horquilla (FL) o en la longitud a la horquilla en curva (CFL) al final del ensayo.

El Grupo indicó que sería útil contar con información sobre la distribución de tallas de los peces al inicio y al final del ensayo. Los autores proporcionarán más información sobre las relaciones talla-peso al inicio y al final del ensayo, tal y como fue sugerido.

El documento SCRS/2010/109 presentaba un resumen de la tasa de crecimiento del atún rojo del Pacífico y del atún rojo del Sur engordado/criado durante diversos años. Los datos de crecimiento de estas especies confirman que el engorde/cría tiene el potencial para producir tasas de crecimiento significativamente más elevadas que las que se observan en los animales salvajes. La información disponible para el atún rojo del Pacífico y el atún rojo

del Sur que se mantienen en cautividad muestra un mayor potencial de crecimiento que el indicado para el atún rojo del Atlántico en la Tabla 16.6 del Informe anual del SCRS de 2009 (ICCAT 2010b). Se recordó al Grupo que durante la Reunión de preparación de datos, el documento SCRS/2010/068 demostró que, cuando se aplican las tasas de ganancia de peso adoptadas por el SCRS en 2009, los pesos de los peces calculados retrospectivamente en la captura inicial parecen mostrar distribuciones de talla poco realistas, ya que el resultado del cálculo es que se han capturado más peces pequeños de lo que cabría esperar teniendo en cuenta los controles existentes.

El Grupo reiteró la conclusión del Informe anual del SCRS de 2009 (ICCAT 2010b) de que estos factores de crecimiento no tienen en cuenta ninguna de las pérdidas que se sabe que se producen (por ejemplo, debido a la mortalidad, a escapadas y a otras fuentes de pérdida). Por lo tanto, aplicar estos factores a una cantidad de atún rojo sacrificado con el fin de estimar la cantidad inicial introducida en jaulas dará como resultado, probablemente, una subestimación de la cantidad introducida en jaulas. El Grupo reiteró su recomendación de que los peces sean medidos cuando se introducen en las jaulas y de que se continúen investigando las tasas de crecimiento dentro de las jaulas.

Para la evaluación de stock de 2010 del atún rojo del Atlántico oeste, el Grupo de trabajo decidió usar la nueva curva de crecimiento propuesta por Restrepo *et al.* (2011) para estimar la captura por edad. El modelo de crecimiento tiene una Linfinito menor (**Figura 1**) y es ahora casi idéntico a la curva de crecimiento del Atlántico este.

Movimientos y migraciones

El SCRS/2010/116 examinó la cuestión de si los descensos observados en los desembarques comerciales de atún rojo del Atlántico occidental en la pesquería de Estados Unidos se debían a descensos en la abundancia o en la disponibilidad. Los autores concluyeron que entre 1979-2005, la longitud media de los bancos de atún rojo se trasladó hacia el Este >350 kilómetros (-70.39 a -68.07 °W), mientras que la latitud media (40.92 – 42.73 °W) alternaba entre el Golfo de Maine septentrional y meridional.

Los autores sugirieron que la redistribución de la concentración de peces en busca de alimento del Golfo de Maine podría deberse en parte a que los peces buscan alimento más favorable en mar abierto y hacia el norte, en aguas canadienses.

El Grupo observó que la pesquería de palangre japonés ha experimentado también mayores tasas de captura en el Atlántico norte occidental recientemente, lo que podría ser coherente con la hipótesis de redistribución de los autores.

El SCRS/2010/112 presenta un resumen de las actividades de marcado de atún rojo llevadas a cabo entre 2009 y 2010 en el Atlántico este y Mediterráneo. Un total de 140 marcas archivo y 31 marcas pop-up implantadas en atunes rojos del Atlántico fueron liberadas en el Atlántico este y Mediterráneo entre 2008 y 2010. Hasta ahora solo se han recuperado dos marcas archivo, mientras que 9 marcas pop-up han comunicado datos. Aunque las marcas pop-up estaban programadas para soltarse 12 meses después de su colocación, el tiempo de retención máxima registrado hasta la fecha es de 101 días. La mayoría de las marcas que permanecieron colocadas durante 45 días o más (7 de 8) emergieron en el Atlántico, pero una emergió a solo 100 millas al Este del sitio de colocación. Aunque el tamaño de la muestra es pequeño, esto sugiere que la mayoría de los reproductores marcados al inicio de la temporada de reproducción en la zona de desove del Mediterráneo occidental tienden a iniciar la migración de regreso a aguas del Atlántico una vez que han cumplido su función reproductiva, aunque una pequeña proporción de reproductores podría permanecer más tiempo en el Mediterráneo.

El Grupo discutió los métodos de colocación para los estudios PSAT. En recientes trabajos llevados a cabo por UE-Francia, se observó que al anclar la marca entre los pterigióforos, las duraciones de las colocaciones alcanzaban una media de aproximadamente 90 d. Los autores observaron que los datos de marcado electrónico podrían utilizarse para identificar el comportamiento reproductivo, especialmente si se dispone de conjuntos de datos completos, descargados de las marcas en lugar de resumidos a partir de las transmisiones del satélite Argos.

El SCRS/2010/125 describía un programa de marcado cooperativo con la pesquería española de recreo, con 603 marcas convencionales y 8 marcas PSAT colocadas en atunes rojos. Aunque el periodo de colocación de las marcas PSAT fue más corto de lo previsto, los peces mostraron su residencia en el Mediterráneo. Este resultado contrasta con los hallazgos comunicados en el SCRS/2010/112. Los autores indicaron que está previsto

continuar colaborando y que están trabajando para mejorar el enfoque de colocación de las marcas PSAT. Se indicó también que la pesquería de recreo se realiza durante todo el año, ofreciendo oportunidades únicas para una investigación en colaboración.

El Grupo comentó que los resultados de las PSAT podrían reflejar una etapa en el ciclo vital en la que los peces permanecen en el Mediterráneo. Los autores se mostraron de acuerdo en que los resultados eran coherentes con esta afirmación pero hay relativamente pocas colocaciones. El Grupo observó también resultados coherentes de las colocaciones de PSAT realizadas por UE-Francia, pero incluyendo un rango más amplio de tallas.

Estructura del stock

El SCRS/2010/118 informa sobre el uso de una nueva familia de marcadores genéticos denominados SNP. El documento describe las etapas iniciales de una investigación en curso, en la que se están identificando regiones variables del genoma del atún blanco y del atún rojo. Los autores describen un conjunto de 47 SNP independientes y neutrales en el atún blanco y de 15 SNP en el atún rojo. Continúa la descripción de los SNP con el objetivo de lograr una herramienta que realice estudios de la estructura de la población de atún rojo del Atlántico en toda la gama.

El Grupo cuestionó si la aparente similitud entre el Golfo de Vizcaya y el Mediterráneo en los resultados iniciales de SNP indicaba una falta de diferenciación genética entre los peces muestreados en esas áreas. Los autores sugieren que esto podría deberse al menor número de SNP. Indicaron su intención de ampliar el alcance del estudio con mayores muestras así como con un mayor número de SNP que permitiría la determinación futura de muestras de todo el Atlántico. El Grupo recomendó fomentar este tipo de trabajos en el marco del GBYP.

Tasas de mortalidad natural

Aunque no hay ningún documento que aborde explícitamente la mortalidad natural, el Grupo indicó que el supuesto de mortalidad natural es diferente entre los stocks del Este y el Oeste (véase la tabla resumen). Se observó que esto podría tener un impacto significativo en la productividad estimada de los dos stocks, así como en las posibles interacciones entre pesquerías. La validez biológica de estos supuestos sobre mortalidad natural fue cuestionada por algunos miembros del Grupo, indicando los modelos de crecimiento similares que se usan ahora en ambas partes del Atlántico.

Otros estudios biológicos

El SCRS/2010/099 describía las sex ratios observadas en las capturas de los cerqueros que operaron en el Mediterráneo occidental en 2009. Existía una mayor proporción de machos en la captura de las tallas inferiores a 180 cm y superiores a 220 cm (n=6058). Los autores indicaron que continuaría el seguimiento de la composición por sexos.

Presentación del Programa de investigación GBYP

El Programa de investigación sobre atún rojo para todo el Atlántico (ICCAT-GBYP) de ICCAT fue presentado por el Coordinador del Programa, el Sr. Antonio di Natale. La presentación incluía los propósitos de la Comisión, los objetivos del GBYP, los miembros del Comité directivo y su papel dentro del GBYP, las actividades en curso en este primer año del Programa, así como las actividades futuras. Se dedicó especial atención a todos los temas relacionados con la presentación de datos independientes de la pesquería y, de forma más específica, con la campaña de prospección aérea de 2010, la recuperación de datos, el programa de marcado, el muestreo biológico y el enfoque general con el fin de basar todas las acciones de campo en diseños estadísticos precisos. La discusión trató sobre diversos problemas prácticos, sobre la necesidad de aclarar el presupuesto de que se dispondrá en años próximos y sobre los próximos pasos del programa, que es una gran oportunidad para todos los científicos relacionados con los túnidos y con el SCRS.

3.2 Estimaciones de captura

Durante la reunión de preparación de datos de atún rojo de 2010, el Grupo revisó las estadísticas de captura de Tarea I (captura nominal y características de la flota) y de Tarea II (captura y esfuerzo, frecuencias de talla y captura por talla) comunicadas por las CPC de ICCAT hasta 2009, inclusive. Para algunos casos en que no se declararon capturas, o en los que las capturas declaradas eran inferiores a las de los sistemas de documentación de capturas, el Grupo utilizó información de los documentos de captura de atún rojo (BCD) y de las declaraciones de almadrabas y de introducción en jaula, para revisar las capturas de Tarea I. Los detalles de los datos comunicados y las revisiones pueden encontrarse en el Informe de la reunión de 2010 de ICCAT de preparación de datos de atún rojo (SCRS/2010/014).

Tras la reunión de preparación de datos de atún rojo se recibieron algunas actualizaciones de las capturas de Tarea I y algunas series de datos de talla nuevas/revisadas (muestras de talla observadas y captura por talla declarada): estas actualizaciones se detallan en el documento SCRS/2010/120. Las capturas nominales anuales revisadas de atún rojo (Tarea I) desde 1950 a 2009 fueron presentadas por la Secretaría y resumidas en la **Tabla** 1, la **Figura 2** y la **Figura 3**. Las **Figuras 4** y **5** muestran la distribución espacial de las capturas de atún rojo (1950-2006) por arte y década. La **Figura 6** muestra las capturas anuales declaradas de atún rojo por área y arte principal. El documento SCRS/2010/119 (revisado) presenta estimaciones de la composición por tallas de las capturas (captura por talla o CAS) para los stocks del Este (1950 a 2009) y del Oeste (1960 a 2009), estratificadas por trimestres y cuadrículas de 5x5 (grados).

El documento SCRS/2010/120 describe también la conversión de la captura por talla (CAS) en captura por edad (CAA). Se presenta un programa alternativo (codificado en R) que aplica algoritmos de separación de edades. En comparación con la versión FORTRAN anterior de AgeIT, el nuevo programa (R-Script AgeIT) proporciona mayor flexibilidad para extraer la captura por edad parcial (PCAA), además de proporcionar una mayor transparencia y control de calidad. Durante esta reunión de evaluación de stock, el Grupo identificó algunos refinamientos menores al R-Script AgeIT. Tras la implementación de estos refinamientos, el R-Script AgeIT pudo reproducir una equivalencia exacta de la CAA de la evaluación de atún rojo del Oeste de 2008 al aplicarlo a la CAS de 2008. Posteriormente, el R-Script AgeIT se utilizó para proporcionar la CAA utilizada para la evaluación actual, con una CAA separada producida para el stock occidental, reflejando cada una las curvas de crecimiento de Turner y Restrepo (1994) o de Restrepo *et al.* (2011).

El Grupo señaló que los pesos medios del atún rojo capturado anualmente por cada arte y por las pesquerías combinadas habían sido calculados para ambos stocks por la Secretaría de ICCAT basándose en la distribución de CAS de 2010. El Grupo consideró que los niveles y tendencias de estos pesos medios capturados por las pesquerías son muy interesantes para tenerlos en cuenta. Son indicadores básicos de las pesquerías y del stock ya que: (1) están motivados por cambios en las selectividades de la pesquería y en el estado del stock, ya que los peces mayores tienden a desaparecer de la mayoría de los stocks sobrepescados, (2) condicionan ampliamente el rendimiento por recluta de las pesquerías combinadas y por tanto el RMS potencial de cada stock.

Las **Figuras 7** y **8** muestran estos pesos medios anuales por arte y el total para los stocks del Atlántico oriental y occidental. El GT examinó también la CAS y CAA anuales por arte que habían sido estimadas por la Secretaría de ICCAT en el Atlántico oriental y occidental. Estas distribuciones son muy importantes para los científicos, ya que constituyen la columna vertebral de la mayoría de los modelos de evaluación de stock, pero son muy complejas de examinar. Durante la reunión de evaluación se realizaron varios diagramas de tarta con el fin de mostrar la CAS por arte y por stock (**Figuras 9** y **10**) y la CAA total, por stock y total (**Figuras 11, 12** y **13**). Estas cifras ilustran la estructura y los cambios en la CAS y la CAA actualmente estimadas y utilizadas en la evaluación del stock de atún rojo de 2010. Por ejemplo, estas figuras ilustran bien el incremento en los pesos medios capturados en el stock oriental y el gran descenso observado en las recientes capturas de atunes rojos pequeños (edades 1-3).

3.2.1 Capturas del Atlántico este y Mediterráneo

Capturas nominales y tendencias de la pesquería

Las capturas declaradas en el Atlántico este y Mediterráneo alcanzaron un pico de más de 50.000 t en 1996 y posteriormente descendieron sustancialmente, estabilizándose en torno a los niveles del TAC establecidos por ICCAT (**Tabla 1** con capturas totales, **Figura 2** con capturas totales por área y **Figura 3** con capturas totales por arte). Tanto el aumento como el posterior descenso en la producción declarada se produjeron principalmente en el Mediterráneo (**Figura 2**). La información disponible demostró que las capturas de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo han sido gravemente infradeclaradas entre 1998 y 2007. Las actividades de engorde realizadas en el Mediterráneo desde 1997 han producido un gran cambio en la estrategia de pesca de los cerqueros y han provocado un deterioro de la captura por talla del atún rojo. La captura declarada de Tarea I por país y región pesquera, para 2008 y 2009, fue revisada durante la reunión de preparación de datos de atún rojo celebrada en junio de 2010 (véase SCRS/2010/014). El Grupo consideró que en estos dos últimos años se había producido una mejora significativa en la declaración de Tarea I, aunque continúa existiendo algo de declaración errónea porque la Secretaría no recibió toda la información necesaria en la reunión de preparación de datos de atún rojo para
llevar a cabo una validación cruzada de los desembarques declarados de Tarea I con las declaraciones de los barcos. La captura estimada a partir de la capacidad no supera las capturas declaradas para estos dos años.

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

Durante la reunión de preparación de datos de atún rojo se hizo una revisión del esquema de sustitución. El nivel de sustitución es alto a lo largo de los años, especialmente para el Mediterráneo (con sustitución en las dos últimas décadas del 30% en la unidad del Atlántico este y del 70% en la unidad del Mediterráneo, SCRS/2010/119). Durante la sesión de evaluación de stock se han presentado algunos análisis que han resaltado que existen deficiencias graves en los datos disponibles que el Grupo debe utilizar para estimar tanto la CAS como la CAA. Actualmente, la mayoría de los problemas proceden del bajo número de muestras de talla que provoca grandes niveles de extrapolación y sustitución entre los años, las flotas y las áreas. Por ejemplo, desde finales de los 90, no pueden obtenerse muestras de talla de los cerqueros mediterráneos debido al engorde. Por lo tanto, la captura por talla se realiza actualmente a partir de la información de los cuadernos de pesca transformando, retrospectivamente, el peso medio en talla (Fromentin, 2004). Este método se realiza para una flota y posteriormente se extrapola a todas las flotas de cerco. Por consiguiente, la CAS resultante presenta una distribución de tallas estrecha y marcada que corta toda la información de las cohortes y además desdibuja toda la estructura de edad en las capturas (**Figura 14**). Estos grandes errores en la CAA afectan enormemente a los rendimientos del VPA (véase la sección 5 a continuación). Para convertir la CAS en CAA se empleó el mismo procedimiento de separación de edades usado durante varios años (SCRS/2010/120).

En la reunión se presentaron diversos documentos acerca de la captura y la captura por talla del atún rojo del Atlántico. A continuación se presentan resúmenes de los documentos.

El documento SCRS/2010/119 (revisado) proporciona una estimación de la composición por tallas de atún rojo de las capturas (CAS) para los stocks del Este (1950 a 2009) y del Oeste (1960 a 2009), estratificada por trimestre y por cuadrículas de 5x5. Los autores señalan que las estimaciones de CAS 5x5 asociadas al stock oriental (especialmente en la unidad del Mediterráneo) deben utilizarse con precaución a causa del nivel de sustituciones utilizado.

El documento Addendum al SCRS/2010/067 examina la información del mercado japonés de fresco, que consiste en el peso individual de los atunes rojos atlánticos que proceden de ejemplares engordados en el Mediterráneo desde 2002 a 2009, para deducir la composición de la estructura de tallas. Los resultados muestran un descenso en la proporción de 8+ años en la serie temporal analizada. Los autores señalan que estos hallazgos son coherentes con la creciente mortalidad por pesca de los peces grandes comunicada por el SCRS para el periodo 2000-2005.

El documento SCRS/2010/098 presenta información procedente de las capturas de atún rojo del Atlántico del cerco español en el Mediterráneo occidental. Se presentan las distribuciones del peso anual desde 2005 a 2009. Estas distribuciones se refieren al peso en el sacrificio después de 3 a 12 meses de engorde. Los autores resaltan la continua presencia en las capturas de peces mayores de 120 kg durante todo el periodo de estudio.

En el documento SCRS/2010/107 se presentó una estimación de los reclutas basada en los parámetros de reproducción y la supervivencia de larvas para el atún rojo reproductor capturado por cerqueros en la zona de las Islas Baleares en 2010. El autor propone un cambio en las actuales medidas regulativas con el fin de minimizar el impacto en los reproductores (y en esta actividad reproductiva) para maximizar la recuperación del stock.

El documento SCRS/2010/102 informa sobre capturas de atún rojo del Atlántico de una almadraba de túnidos que operó en aguas de la costa meridional de Portugal desde 1998 hasta 2010. Durante este periodo, las tallas de la captura tendían a descender y en años recientes tanto la captura en número como la biomasa global era mayor, especialmente en 2010. Los autores exploran las relaciones entre SST y los cambios recientes en las medidas de ordenación para el Mediterráneo con las capturas de la almadraba.

El documento SCRS/2010/113 informa sobre capturas inusuales de atún rojo del Atlántico en aguas de Senegal en 2010. Las capturas de atún rojo son poco comunes al Sur de las Islas Canarias, pero está claro que no fue un error de identificación de especies. Los cambios en los patrones de distribución podrían ser una explicación de este hallazgo, pero fueron solo los desembarques de tres cañeros, 19 ejemplares grandes a finales de febrero de 2010. La discusión resaltó la importancia de continuar prestando atención a la composición por especies de los desembarques.

El documento SCRS/2010/121 estima la distribución por tallas del atún rojo grande del Atlántico capturado por almadrabas marroquíes del Atlántico durante el año 2009. Las tallas se obtuvieron a partir de la conversión de pesos individuales y medios y a partir de mediciones individuales de partes del cuerpo. Estas últimas mediciones se utilizaron porque existe una buena relación entre la longitud de la cabeza (opérculo, preopérculo) y la correspondiente longitud a la horquilla. Ambas distribuciones de talla eran bastante similares y los autores concluyeron que la estimación de la composición por tallas de las capturas de atún rojo basada en los restos biológicos parece ser más adecuada. La mayor parte de la captura se componía de tallas entre 210-250 cm de longitud a la horquilla. Dada la importancia de estas relaciones, el Grupo recomendó que los resultados de este estudio sean mejorados en el futuro aumentando el tamaño de las muestras biológicas, especialmente los peces jóvenes de otras pesquerías (liña de mano). Teniendo en cuenta el gran número de peces liberados por segundo año consecutivo en las almadrabas marroquíes (2009 y 2010) a causa de excesos de cuota, el Grupo recomendó examinar la posibilidad de utilizar estos peces con fines de marcado.

3.2.2 Capturas del Atlántico oeste

Capturas nominales y tendencias en la pesquería

La captura total para el Atlántico oeste alcanzó un pico de 18.671 t en 1964, debido principalmente a la pesquería de palangre japonés dirigida a los grandes peces en aguas de Brasil y a la pesquería de cerco estadounidense dirigida a los juveniles (**Tabla 1, Figuras 4** y **5**). Las capturas descendieron a continuación abruptamente con el colapso de la pesquería de palangre dirigida al atún rojo en aguas de Brasil en 1967 y el descenso en las capturas de cerco, pero aumentaron de nuevo hasta alcanzar un promedio de más de 5.000 t en los 70, debido a la expansión de la flota de palangre japonés hacia el Atlántico noroeste y hacia el Golfo de México y a un aumento en el esfuerzo de cerco que se dirige a peces más grandes para el mercado de sashimi.

Desde 1982, la captura total para el Atlántico oeste, incluyendo descartes, ha sido por lo general relativamente estable debido a la imposición de cuotas. Sin embargo, tras un nivel de capturas totales de 3.319 t en 2002 (el mayor desde 1981), la captura total en el Atlántico oeste ha descendido de forma constante hasta alcanzar un nivel de 1.638 t en 2007 (**Figura 4**), el menor nivel desde 1982, antes de ascender hasta 1.935 t en 2009, cifra próxima al TAC. El descenso anterior a 2009 se debió principalmente a reducciones considerables en los niveles de captura de las pesquerías de Estados Unidos.

Canadá: Las pesquerías canadienses de atún rojo operan actualmente en diversas zonas geográficas de la costa atlántica desde julio a noviembre, cuando el atún rojo ha migrado a aguas canadienses. La distribución espacial de las pesquerías canadienses no ha cambiado de forma significativa, pero se han producido informes anecdóticos de túnidos en áreas en las que no se habían visto en muchos años (por ejemplo, la Baie des Chaleurs en el Golfo de San Lorenzo occidental). Las capturas para 2005-2009 ascendieron a 600, 733, 491, 575 y 530 t, respectivamente. La captura de 2006 fue la más elevada desde 1977. Los desembarques de 2009 fueron realizados por los artes de caña y carrete, barrilete, palangre, arpón y almadrabas.

Estados Unidos: Las capturas (desembarques y descartes) de los buques estadounidenses que pescaron en el Atlántico noroccidental (incluyendo el Golfo de México) en 2002 ascendieron a 2.014 t de atún rojo, lo que supone el mayor nivel desde 1979. No obstante, las capturas en 2003-2008 descendieron de forma vertiginosa y Estados Unidos no capturó su cuota en 2004-2008, con capturas de 1.066, 848, 615, 858 y 922 t respectivamente. En 2009 Estados Unidos capturó completamente su cuota base con capturas totales (desembarques incluyendo descartes muertos) de 1.229 t. Las capturas de 2009 por arte, incluyendo descartes muertos, fueron: 11 t de cerco, 66 t de arpón, 291 t de palangre y 860 t de caña y carrete.

La pesquería estadounidense de atún rojo continúa siendo regulada por cuotas, temporadas, restricciones a los artes, límites a las capturas por marea y límites de talla, designadas para ser conformes a las recomendaciones nacionales y de ICCAT. El Grupo discutió la posibilidad de que estas medidas regulativas influyan en las percepciones de abundancia, especialmente cuando existen cambios o tendencias en las medidas. Por lo tanto, a continuación se presenta un resumen de cómo estas medidas han cambiado a lo largo del tiempo.

La asignación de atún rojo de Estados Unidos está subdividida entre los grupos de usuarios comerciales y de recreo, generalmente, por tipo de arte. Los armadores de los buques deben seleccionar una categoría específica de permiso que rija sus prácticas pesqueras permitidas durante todo el año civil. Además de las asignaciones de cuota, se han instituido también controles de esfuerzo particulares para los buques de recreo y comerciales (incluidos los fletados). El límite diario de retención para los buques que usan artes comerciales de mano puede

ajustarse entre 0 y 3 atunes rojos que midan más de 185 cm CFL, y se ha establecido generalmente en 3 desde 2006 debido a la recientemente limitada disponibilidad de peces de esta clase de talla. Para los pescadores recreativos, los límites diarios y anuales pueden ajustarse para permitir la retención de ciertas clases de tallas de peces por temporada, área y tipo de barco (privado vs. alquilado). Antes de 2006, los límites de retención en la pesquería de recreo variaban considerablemente entre temporadas, así como entre barcos privados frente a alquilados (es decir, los límites en 2003 incluían 6 atunes rojos de talla recreativa [69-185 cm CFL] tanto para los barcos privados como alquilados, mientras que en 2004 esta cifra se redujo a 2 para los barcos privados y 3 para los alquilados durante partes de la temporada de pesca). En 2006, los límites de retención se redujeron considerablemente para todos los buques de pesca recreativa de atunes rojos entre 69-119 cm CFL con el fin de evitar superar la tolerancia de ICCAT de atún rojo que mida menos de 115 cm SFL. Desde 2006, han estado en vigor medidas de ordenación y límites recreativos más estrictos para la pesquería de recreo, y los esfuerzos recientes se han centrado en desembarques limitados de atún rojo de talla media (119-185 cm).

Estas medidas de ordenación podrían tener impactos en la CAA que sean independientes de la disponibilidad. Para los índices de abundancia que se utilizan para calibrar los modelos aplicados a la CAA (y que por lo tanto están destinados a compensar en parte dichos impactos), los cambios potenciales en el comportamiento pesquero y en las preferencias para dirigirse a clases de talla específicas de atún rojo, son tenidos en cuenta de diversas formas. Estas formas incluyen observaciones restrictivas a las mareas que se dirigen activamente a cada clase de talla específica, consignar las capturas específicas de las clases de talla e incluir los peces liberados y las medidas de ordenación como factores en la estandarización.

Japón: Japón utiliza el arte de palangre para capturar atún rojo en el océano Atlántico. El número de barcos que participan en la pesca de atún rojo en el Atlántico oeste ha descendido hasta menos de 10 barcos en 2010. Las capturas recientes en el Oeste (aproximadamente 250-400 t en el año pesquero japonés) han fluctuado debido, posiblemente, a las reglamentaciones de ordenación. El patrón operativo ha cambiado también en estos últimos años en el Atlántico oeste. La pesca en el Atlántico oeste se inicia a mediados de diciembre. Sin embargo, esta actividad pesquera en la zona noroccidental se ha reducido en años recientes, porque la captura de esta pesquería incluye peces relativamente pequeños (<100 cm). Con el fin de evitar la captura de estos peces pequeños, algunos pescadores se trasladan a una zona al Norte y al Este de Florida/banco de las Bahamas (Sur de la zona ICCAT BF55/Norte de la zona ICCAT BF61) desde enero a marzo. En cuanto se alcanza la cuota individual de cada barco, los barcos dejan de pescar. La captura de atún rojo del Atlántico oeste de la flota de palangre japonés ascendió a 162 t en el año civil de 2009.

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

Tal y como se ha indicado previamente, la CAS y la CAA para el Atlántico occidental fueron generadas tal y como se describe en los documentos SCRS/2010/119 (revisado) y SCRS/2010/120, y los resultados se muestran en el **Apéndice 6** sobre entradas al VPA. El resultado del R-Script AgeIT se utilizó también para generar la CAA parcial correspondiente a algunos índices con restricciones en las tallas y el mes, un proceso que se ha visto facilitado por el nuevo programa.

3.3 Estimaciones de abundancia relativa

3.3.1 Índices de abundancia relativa e indicadores de la pesquería – Este

3.3.1.1 Índices primarios

El Grupo reconoció que la reunión de preparación de datos celebrada en junio de 2010 revisó las series de índices de abundancia disponibles y realizó algunas recomendaciones para actualizarlos y mejorarlos (véanse las Tablas 7, 8 y 9 del Informe de la reunión de preparación de datos de 2010). Se revisaron las series actualizadas utilizadas en la evaluación de 2008 y series nuevas. Los índices que se presentaron en la reunión de evaluación de 2008 (Anon., 2009) fueron todos actualizados excepto el de la pesquería de cebo vivo de UE-España en el Golfo de Vizcaya. Estos índices eran de las almadrabas españolas, almadrabas marroquíes, serie histórica española de cebo vivo en el Golfo de Vizcaya, y de la pesquería de palangre japonés en el Atlántico este (Sur de 40° N) y el Mediterráneo y en el Atlántico nororiental (Norte de 40° N). Todas las CPUE disponibles escaladas a su CV y valor medio, cuando están calculadas, se presentan en las **Tablas 2** y **3** y en la **Figura 15**.

El SCRS/2010/079 rev. derivaba un índice de abundancia estandarizado GLM para la flota de cebo vivo que se dirige al atún rojo en el Golfo de Vizcaya entre 1952-1980. Los datos sobre los desembarques históricos (1952-1980) de atún rojo (45.258 mareas realizadas por 373 buques) fueron rescatados en Hondarribia, el principal

puerto pesquero de cebo vivo de atún rojo en el Atlántico noreste. Las entrevistas con los viejos pescadores permitieron al Grupo entender la dinámica de la pesquería en aquel momento y sirvieron de ayuda en los análisis. Dado que la introducción de los sonares en 1973 afectó claramente a la eficacia pesquera, el periodo analizado se dividió en dos periodos: 1952-1972 y 1973-1980. El índice estimado mostraba una tendencia descendente desde 1956 a 1962, seguida de un periodo de incremento constante, alcanzando un pico en 1970. La tendencia durante los 70 es coherente con trabajos previos llevados a cabo por otros autores. Además, la tendencia descendente durante los 50 y principios de los 60 podría respaldar la hipótesis de un reclutamiento bajo durante esos años.

El SCRS/2010/097 presentaba información sobre los factores que afectan a las tasas de captura nominal en peso de dos cerqueros españoles (con base en Balfegó) que pescan atún rojo en la zona de Baleares durante la temporada de desove, para el periodo 2000-2010. El reglamento implementado recientemente (sistema de cuota por arte) parece haber afectado a la CPUE ya que la pesquería cesó antes de la mejor temporada. La serie analizada mostraba una tendencia ascendente para los últimos tres años.

El SCRS/2010/106 presentaba la CPUE estandarizada para las almadrabas españolas dirigidas al atún rojo próximas a Gibraltar para el periodo 1981-2009. La CPUE se estandarizó utilizando un enfoque GLM bajo una distribución de error binomial negativa. La serie estandarizada mostraba una tendencia ascendente para los últimos años. La tasa de captura en 2009 era superior a la media. Se liberó un total de 2000 peces porque las almadrabas habían alcanzado su cuota.

El SCRS/2010/111 presentaba índices de abundancia relativa estandarizados por edad para el atún rojo capturado por las almadrabas españolas cercanas al Estrecho de Gibraltar durante mayo, para el periodo de 1984 a 2009. La estandarización se realizó mediante un GLM asumiendo una distribución de error binomial negativa. La CPUE estandarizada mostraba una tendencia ascendente para los últimos cinco años, especialmente para las edades 8 a 10+. Existe también un estrecho ajuste entre los índices para estas edades mayores y los índices para la serie estandarizada agregada por edad.

El SCRS/2010/110 actualizaba la CPUE nominal por edad para la pesquería de cebo vivo de atún rojo en el Golfo de Vizcaya desde 1975 a 2009. La estandarización no se actualizó para los años recientes, 2008 y 2009, ya que las medidas de ordenación estaban afectando a la estrategia pesquera. Se han introducido cuotas semanales o mensuales para cada buque, por lo tanto la CPUE no representa totalmente la abundancia. Están disponibles los datos comerciales de captura y esfuerzo (por marea) y estas capturas por categorías se convirtieron en captura por edad aplicando claves edad-talla estacionales. La CPUE nominal por edad indicaba la presencia de cohortes fuertes en años recientes. En 2009, los índices para las edades 2 a 5 mostraban una tendencia descendente, mientras que los de edades mayores mostraban una tendencia ascendente.

Tras esta presentación se produjo una discusión sobre los efectos de las medidas reglamentarias sobre la CPUE estimada. Se llegó a la conclusión de que, aunque existen algunos problemas, esta serie es importante ya que es el único índice para el atún rojo juvenil en el Atlántico este. Asimismo, el Grupo se mostró de acuerdo en que la estandarización de la CPUE para 2006 y 2008 era difícil (véase la sección 4.3). Se reiteró la importancia de desarrollar un índice independiente de la pesquería para la abundancia.

El SCRS/2010/124 actualizaba la CPUE estandarizada de la pesquería de palangre japonés para el periodo entre mediados de los 70 y 2009. Se desarrollaron los índices para 3 áreas: el Atlántico oeste (al Oeste de las líneas de división), el Atlántico noreste (Atlántico norte central a nororiental) y el Atlántico este (en aguas de Gibraltar hasta el Mediterráneo occidental). Los índices se estandarizaron con un modelo delta lognormal con efecto aleatorio. El índice del Atlántico oeste mostraba tendencias ascendentes desde 2000 y en 2007 se observaron valores considerablemente elevados debido al gran número de atunes rojo pequeños capturados. El índice de abundancia en el Atlántico nororiental permaneció en aproximadamente el nivel medio durante varios años excepto 1996, seguido por un aumento en 2009. El valor de este índice es mayor ya que, en años recientes, la mayor parte de la captura japonesa ha procedido de este caladero. El índice de abundancia en el Atlántico este hasta principios de los 80 y posteriormente presentaba un descenso, llegando a su punto más bajo en 1996. Desde entonces ha presentado una tendencia ligeramente ascendente, y en los años 2000 ha registrado valores relativamente altos en varias ocasiones.

A continuación se produjeron algunas discusiones sobre la importancia y/o uso de la serie del Atlántico noreste y del alto valor observado en 2009 en la serie del Oeste. Se indicó que más del 80% de la captura japonesa reciente en el Atlántico este procede de la zona noroeste (central) y las operaciones en el Mediterráneo y en aguas de Gibraltar descenderán aún más en un futuro inmediato. Asimismo, se observó que la serie del Noreste cubre

ahora un periodo de casi 20 años. Las temporadas de pesca son diferentes y se ha descubierto que la talla de los peces es también diferente (las capturas del Noreste son de atunes rojos de menor talla). Esto decidió en gran medida la adopción de la nueva serie del Noreste para los ensayos del VPA (véase la sección 4). Se indicó también que el autor había tratado de estimar, sin éxito, estas series de CPUE por edad y era necesario llevar a cabo más investigaciones.

Abid e Idrissi (2010), presentado en 2009, actualizaban los índices de abundancia relativa para el atún rojo capturado por las almadrabas marroquíes del Atlántico en la zona de influencia del Estrecho de Gibraltar durante el periodo 1986-2009. La estandarización se logró mediante un enfoque GLM asumiendo una distribución de error binomial negativa. La serie estandarizada mostraba una tendencia ascendente desde 2004.

El SCRS/2010/096 proponía un uso más activo de diversos indicadores pesqueros mostrando los cambios observados en la pesquería de palangre japonés que se dirige al atún rojo, una pesquería de gran importancia para los estudios sobre este stock. El documento revisaba primero diversos tipos de indicadores geográficos basados en los mapas de pesca y en los diagramas de tarta *ad hoc* que muestran las principales características y cambios en esta pesquería. Los principales indicadores estudiados fueron la medición de los esfuerzos dirigidos al atún rojo utilizando 3 métodos, las CPUE correspondientes y los tamaños del área pescada, anual y mensualmente. El documento recomendaba que las tendencias y anomalías en estos indicadores, por ejemplo las anomalías muy grandes de 2009 observadas en esta pesquería de atún rojo, deberían ser tenidas en cuenta y discutidas durante el proceso de evaluación de stock realizado por el SCRS en 2010.

Teniendo en cuenta la falta de un índice de cebo vivo estandarizado para los últimos dos años en la evaluación (2008-2009), el Grupo solicitó estandarizar la serie alternativa de tasas de captura agregadas por edad de la pesquería de cebo vivo que se dirige al atún rojo en el Golfo de Vizcaya (García *et al.*, 2007; García *et al.*, 2007). La principal diferencia respecto al índice estandarizado disgregado por edad utilizado para la calibración mediante VPA de las edades 2 y 3 en la evaluación de 2008, es que solo incluía barcos de Hondarribia (excluyendo los de Guetaria, que eran mayores y más propensos a dirigirse al atún rojo), ya que se considera que se verá menos afectado por los reglamentos recientes que podrían haber modificado, en cierta medida, el comportamiento de la flota (especialmente los temas relacionados con la estrategia de pesca). Durante la reunión, el modelo final que incluía Año, Mes y Patrón como efectos fijos y Año-Mes como interacción aleatoria, fue actualizado para el periodo 1950-2009 y se puso a disposición del Grupo.

Además, se puso también a disposición del Grupo una serie estandarizada actualizada para las almadrabas españolas y marroquíes combinadas en la zona del Estrecho de Gibraltar (tal y como se utilizó en la evaluación de 2008) para el periodo 1981-2009.

3.3.1.2 Índices históricos

El Grupo reconoció que en la sesión de 2008 se desarrollaron índices de las CPUE nominales históricas del cebo vivo francés con el fin de llevar a cabo un VPA histórico, remontándose hasta 1955, y basados en los datos de Tarea II de ICCAT para 1952-1977. Además, la CPUE del cerco noruego (rendimientos divididos entre el número de buques) para 1955-1986 que se presenta en la Figura 1c de Fromentin y Restrepo (2009) fue usada en los análisis de 2008 para el VPA histórico. Respecto a la CPUE del cerco para 1963, se indicó que el esfuerzo pesquero (número de buques) podría no reflejar el esfuerzo real, pero a falta de información alternativa se utilizó este índice. Respecto a la serie histórica de cebo vivo francés, se ha sustituido por la serie recientemente enviada para el atún rojo capturado por la pesquería de cebo vivo en el Golfo de Vizcaya para el periodo 1952-1972 (SCRS/2010/079 rev.) ya que este índice estaba estandarizado.

3.3.2 Índices de abundancia relativa e indicadores de la pesquería – Oeste

El documento SCRS/2010/096 proponía el desarrollo de una serie de indicadores pesqueros de la flota de palangre japonés con fines de evaluación del stock. Estos indicadores de la pesquería incluían mapas de las capturas mensuales de atún rojo, diagramas de tarta resumiendo los cambios espacio-temporales en zonas de operación, estimaciones del esfuerzo pesquero, CPUE nominal, cambios anuales en las zonas de pesca y peso medio de la captura. El documento sugería también una discrepancia entre la trayectoria de la biomasa del stock oriental y el índice de abundancia de la flota de palangre japonesa y recomendaba que el SCRS investigara más este tema. El documento también planteaba la hipótesis de que los cambios en las zonas de pesca de la flota de palangre japonés podrían estar relacionados con el estado del stock o con el patrón migratorio estacional del atún

rojo. Sin embargo, se indicó que los cambios en la zona de operaciones de la flota japonesa de palangre en todo el Atlántico estaban relacionados con reglamentos de ordenación.

El documento identificaba también reducciones en el peso medio (estimado como la ratio entre los datos de Tarea I y Tarea II) de la captura para los años 2006, 2007 y 2009. Se explicó que las reducciones en el peso medio en los años 2006 y 2007 eran el resultado de una proporción inusualmente grande de atún rojo pequeño en la captura.

El documento SCRS/2010/101 se presentó como un addendum al documento SCRS/2010/070 que fue presentado en la reunión de preparación de datos. El documento SCRS/2010/101 exploraba el efecto potencial de filtrar los datos, los reglamentos de ordenación y la entrada de los peces más pequeños (FL<177 cm) en la tasa estimada de captura de la pesquería de caña y carrete y barrilete en el Golfo de San Lorenzo. Los autores indicaron que restringir los datos a solo aquellos buques que han participado de forma constante en la pesquería reduce enormemente los datos disponibles, hasta aproximadamente solo el 15% de los datos originales, por lo tanto, no se recomendó aplicar dicho filtro. Aunque los reglamentos de ordenación parecían alterar el comportamiento de la flota, el impacto sobre la estandarización de la tasa de captura no fue totalmente explorado. Los autores indicaron también que la entrada de peces pequeños no parecía tener un efecto significativo en las tasas de captura estimadas. Sin embargo, se identificaron unas incoherencias en los datos de talla de 2009 y el tema requiere más investigaciones. El Grupo reiteró la importancia de los índices canadienses como un reflejo de la SSB, dado que los estudios sobre microelementos de otolitos indican que las pesquerías canadienses capturan casi exclusivamente peces de origen occidental. Por lo tanto, se sugirió revisar la estructura de tallas/edades de las capturas, usada para desarrollar los índices con el fin de estimar con precisión el rango de edad que reflejan.

Se discutió también que si la proporción de peces pequeños (FL<177 cm) en las capturas aumentó con el tiempo (es decir, aumento de peces pequeños solo en la última parte de la serie temporal) pero se asumió que la selectividad permanecía constante, el VPA interpretaría estos cambios como una entrada de peces jóvenes en la población. Se indicó que no era posible desarrollar los índices usando solo los datos de captura y esfuerzo para los peces más grandes (FL>177 cm) debido a la falta de información sobre captura por talla en los primeros años de la serie temporal. Tras otra revisión de los datos se acordó que el índice del Golfo de San Lorenzo representa un grupo de edad 13+, mientras que para el índice de Nueva Escocia se usarían dos supuestos diferentes: 5-14 y 8-14 años.

El Grupo discutió también la relevancia del documento SCRS/2010/116 (véase la sección 3.2) para la estimación de los índices de abundancia. Se indicó que la identificación de los cambios en la distribución espacial de la especie objetivo, como la presentada en el documento mencionado, puede proporcionar información muy valiosa para el desarrollo de los índices y la abundancia y la interpretación de las tendencias en la abundancia.

El SCRS/2010/124 presentaba índices de abundancia revisados para la flota de palangre japonesa que incluían algunas mejoras técnicas. El Grupo indicó que las estimaciones nominales y estandarizadas eran similares excepto para el último año de la serie temporal. Se observó que esta diferencia se debía probablemente al pequeño número de observaciones en 2009. Dado que una mayor proporción de peces más pequeños formaban parte de la captura en la última parte de la serie temporal, se sugirió durante la reunión de preparación de datos de atún rojo explorar la posibilidad de estimar un índice sin incluir la información sobre captura y esfuerzo para las clases de talla más pequeñas. Sin embargo, los autores indicaron que no era viable llevar a cabo la recomendación. El Grupo se mostró de acuerdo con la recomendación de la reunión de preparación de datos respecto a excluir las estimaciones de 2009 del caso base del VPA, pero incluirlas como una parte de un ensayo de sensibilidad. El Grupo discutió también una serie corta de CPUE nominal para los años 2006-2009 para la flota de palangre japonesa que opera en las zonas de muestreo de ICCAT BF55 y BF61 (área 60-80°W y 25-35° N). Esta serie de CPUE no se presento como parte del documento. La tendencia general de esta serie de CPUE estaba de acuerdo en general con la tendencia mostrada por la flota de palangre estadounidense en el Golfo de México. El Grupo concluyó que el índice era demasiado corto para incluirlo en la evaluación, opero indicó que la tendencia creciente era coherente con las índice de palangre estadounidense del Golfo de México. El Grupo reconoció que el índice japonés podría ser muy útil para futuras evaluaciones de stock e instó a que se continuaran los esfuerzos para recopilar los datos necesarios para estimarlo.

En la **Tabla 4** se presentan los índices de abundancia para el atún rojo del Oeste disponibles para el Grupo. Para una descripción detallada de los índices incluidos en la tabla mencionada, véase el "Informe de la reunión de preparación de datos de atún rojo de 2010". Los índices usados en el caso base del modelo de evaluación se presentan con sus límites de confianza del 95% en la **Figura 16** y se contrastan por área pescada en la **Figura 17**.

4 Métodos y otros datos pertinentes para la evaluación

4.1 Métodos - Este

En este punto del orden del día se presentaron varios documentos. El documento SCRS/2010/123 presentaba una comparación entre dos métodos para estimar la captura por edad (requerida para el VPA) a partir de la captura por talla, a saber, corte de edad determinista frente a un método estadístico que asume que la CAS se compone de una mezcla de distribuciones de frecuencias de tallas. Este método, en esencia, es similar a Multifan en el sentido de que puede ajustarse a un rango de muestras de talla consecutivas al mismo tiempo para estimar los parámetros de crecimiento básicos y facilitar proporciones por edad en la captura. Los análisis sirvieron para destacar cómo la calidad de los datos desciende en los últimos años, cuando las estimaciones de las proporciones por edad tienen CV muy elevados.

El documento SCRS/2010/103 examinaba los patrones de selectividad entre los artes y los años para el atún rojo en el Atlántico noreste y el Mediterráneo entre 1970 y 2009 utilizando análisis de la curva de captura. Los principales resultados pueden resumirse de la siguiente manera: (i) el patrón general de selectividad ha variado enormemente a lo largo del tiempo, moviéndose desde las edades 1-3 a las edades 10+ desde los 70 a los años 2000; (ii) este importante movimiento temporal se ha producido principalmente a causa de cambios en los patrones de selectividad del cerco; (iii) estas drásticas variaciones en la selectividad entre los artes y los años pueden afectar a indicadores simples que no incorporan dicha información; (iv) la matriz de captura por edad (CAA) parece verse afectada por varias incoherencias que afectan principalmente a la CAA parcial de los cerqueros en los años 2000, los palangreros en 1982, 2007 y 2009 y, en segundo lugar, a los cañeros en 2000 y (v) las selectividades en las edades 9 y 10+ son bastante diferentes entre artes y/o tiempos, lo que dificulta las especificaciones de las F terminales (es decir, las ratios de F) en el ADAPT-VPA cuando el grupo plus es 10+. Los autores concluyeron que, dado que las selectividades en las edades 14 y 15+ parecen más similares y más estables, podría ser razonable ensayar el ADAPT-VPA en un Grupo "plus" 15+ en lugar de en uno 10+.

El documento SCRS/2010/122 consideraba la importancia de la especificación del crecimiento en el grupo plus cuando se hacen proyecciones basadas en el VPA para especies longevas como el atún rojo. A menudo, los datos son solo suficientes para modelar un número limitado de edades y por ello se elige una edad relativamente joven para el grupo plus. Sin embargo, a medida que un stock mermado se recupera hacia B_{RMS}, el número de peces en el grupo plus y su edad y talla medias aumentan. Por lo tanto, ignorar la dinámica del grupo plus puede resultar en sesgos significativos en las proyecciones del stock. El documento comparaba dos formas de modelar el grupo plus en las proyecciones, a saber, i) actualizando la edad media en el grupo plus e ii) ampliando el grupo plus hasta una edad mayor.

El documento SCRS/2010/104 examinaba el sesgo potencial en las estimaciones del VPA del atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo bajo regímenes de explotación alternativos. Esto se realizó simulando una población, captura y CPUE durante 39 años, desde 1970 a 2008. En el modelo operativo, se añadieron 2 niveles de ruido a la captura y a las CPUE (50 y 100%) y se exploraron tres patrones pesqueros ($F=F_{RMS}$, F aumenta linealmente desde 0,5 F_{RMS} hasta 2,5 F_{RMS}, F aumenta linealmente desde 0,5 F_{RMS} hasta 2,5 F_{RMS} durante los primeros 34 años y desciende a F_{RMS} durante los últimos 5 años). Los autores probaron también diferentes hipótesis acerca del impacto de las ratios de F terminal y la mortalidad natural utilizada en el VPA actual así como el impacto de la CPUE generada aleatoriamente para el palangre y la CPUE de almadraba. Los resultados demostraron que el VPA es robusto para estimar la SSB incluso si el nivel de ruido (blanco) en la captura y en las CPUE alcanza el 100%. Sin embargo, las F están por lo general sobrestimadas especialmente para las últimas edades y el último año del ensayo. Las CPUE generadas aleatoriamente tienen un fuerte impacto en las estimaciones para F a la edad 8-10+, que es coherente con el hecho de que las CPUE aleatorias utilizadas se refieran principalmente a estas edades. Cuando la mortalidad por pesca desciende durante los últimos años, la SSB estimada por el VPA no muestra ningún signo de recuperación, mientras que sí lo hace en el modelo operativo. Estos resultados indican que uno de los principales sesgos que podría conducir a estimaciones falsas de SSB y las F podría ser la estimación de edad a partir de la curva de von Bertalanffy. El Grupo hizo algunas sugerencias para realizar trabajos en esta línea en el futuro, como llevar a cabo análisis de simulación similares considerando un grupo plus mucho mayor (por ejemplo 40+) y desarrollar un procedimiento de evaluación de la estrategia de ordenación.

El documento SCRS/2010/105 presentaba una profunda investigación de la bibliografía para proponer una distribución previa informativa para la tasa de crecimiento de la población del atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo, y posteriormente evaluaba el rendimiento de un modelo dinámico de biomasa dentro de un marco Bayesiano *"state-space"*. Los autores identificaron que los resultados del modelo serán más sensibles a la

incertidumbre acerca de la mortalidad natural a la edad 0 (M0) (como sucede para todas las especies de peces). Al aplicar este modelo a la captura de atún rojo y a la serie temporal de CPUE desde 1976 a 2009, los resultados tienden a indicar incoherencias entre las distribuciones previas de la tasa de crecimiento de la población, algunos valores de m (el parámetro forma), la serie de CPUE relativamente plana y las elevadas capturas en las últimas décadas. De hecho, una tasa de crecimiento de la población relativamente baja (0,3) y m < 2 no permitieron que el modelo convergiera. Para lograr la convergencia, las limitaciones a la tasa de crecimiento de la población (r) deben relajarse para permitir mayores valores y/o el modelo debe restringirse a series temporales más cortas (es decir, evitando las elevadas capturas de la última década).

El documento SCRS/2010/095 revisaba algunos de los principales factores que pueden afectar al cálculo de los puntos de referencia biológicos del atún rojo del Atlántico. Teniendo en cuenta las características biológicas específicas de los stocks de atún rojo en general y debido a las incertidumbres en los datos, los ajustes del modelo y las estimaciones, particularmente de RMS, el autor recomendó que el SCRS considerara los BRP con un mayor alcance que incluya BRP procedentes de información sobre RMS en no equilibrio, como los utilizados en B_{loss}. El autor también recomendaba comprobar si el actual VPA podía o no facilitar información fiable teniendo en cuenta los poco fiables datos de captura por edad. Si no era así, el plan de recuperación podría no ser eficaz. En dicha situación, favoreció el uso de indicadores pesqueros más simples como la CPUE.

En la discusión, los miembros del Grupo señalaron que el trabajo anterior había demostrado que el marco actual de evaluación y ordenación (esencialmente, evaluaciones basadas en VPA y ordenación basada en RMS) puede funcionar si las fluctuaciones históricas observadas en años anteriores se deben a la fluctuación natural de la capacidad de transporte, pero no si reflejan cambios en los patrones de migración.

El documento SCRS/2010/126 presentaba tendencias de biomasa simuladas del atún rojo oriental bajo el actual reglamento de ordenación. Los autores consideraban que las capturas de juveniles de atún rojo (< 30 kg) habían caído de forma considerable debido al reglamento actual. Si la situación continúa, de acuerdo con un modelo de proyección de matriz estocástica, los autores predecían que antes de 2010, habrá en torno a un millón más de atunes de edades 1 a 7 que en 2006, con un incremento de aproximadamente 26.000 t (CI 95% 15.795 – 35.481 t). Antes de 2020, está previsto que la población aumente en aproximadamente 1,6 millones de ejemplares de edades hasta 17 años, lo que implicará un aumento en la biomasa de 109.178 t (CI 95% 98.264 – 118.173 t) en comparación con las cifras de 2006.

Especificaciones del VPA aplicadas al stock del Atlántico este y Mediterráneo

No obstante las incertidumbres en los datos de captura por edad y del índice de abundancia, descritas más arriba, el Grupo decidió ensayar de nuevo un ADAPT VPA (tal y como se implementa en el VPA-2box) como se hizo para las últimas evaluaciones.

En la Tabla 5 se especifica el conjunto de ensavos acordado. Todos los ensavos consideraban los datos de captura por edad para los años 1950-2009. El ensayo 1 es un ensayo de continuidad, similar al ensayo 13 de la evaluación de 2008 (que era el caso base). Las series de CPUE utilizadas para calibrar el VPA fueron: índices de cebo vivo español para la edad 2, de cebo vivo español para la edad 3, de cebo vivo español histórico para las edades 2 y 3 (sustituyendo el cebo vivo francés histórico nominal tal y como se acordó en la Reunión de preparación de datos), de cerco noruego para las edades 10+, de almadrabas españolas-marroquíes combinadas para las edades 6+ y de palangre japonés del Atlántico este y Mediterráneo para las edades 6+. Como en el caso base de 2008, el ensayo 1 se aplicó a la captura por edad (CAA) truncada en 2006 con fines comparativos. Las principales diferencias entre ambos ensayos proceden de la CAA actualizada. Las otras especificaciones técnicas del VPA fueron las mismas para los dos ensayos (Tabla 5). Se aplicó una limitación de 4 años en vulnerabilidad (sd = 0.5, véase el SCRS/2008/089 para más detalles). Los índices de CPUE fueron igualmente ponderados. Se estimaron las F del año terminal para las edades 2 a 9, y F1 fue establecida en 0,75*F2. Las ratios de F se fijaron de conformidad con 2008, es decir iguales a 0,7 durante 1950-1969, iguales a 1 durante 1970-1984, iguales a 0,6 durante 1985-1994 e iguales a 1,2 desde 1995 en adelante. El vector de mortalidad natural sigue siendo el mismo utilizado para el stock del Este desde 1998, es decir un vector específico de la edad pero invariable en el tiempo (Anon. 1999).

Posteriormente, se ha investigado un conjunto de especificaciones diferentes para probar la sensibilidad del VPA a varios supuestos técnicos y a la elección de la serie de CPUE. El ensayo 2 era similar al ensayo 1 pero la CAA fue ampliada hasta 2009 y las ratios de F se fijaron en 1 en lugar de en el vector de las ratios de F de 2008. Los ensayos 3 y 4 son similares a los ensayos 1 y 2 excepto en que se estiman todas las F terminales. Dada la falta de índices de calibración para los últimos dos años en las edades 2 y 3, el modelo no tenía información para calibrar

las primeras edades de los últimos años (ya que los índices de CPUE de cebo vivo específicos de la edad no pudieron actualizarse y terminan en 2007). Para tratar de solucionar esto, el ensayo 5 era similar al ensayo 1 pero no utilizaba los índices de cebo vivo específicos de la edad. Se estimaron las F terminales para las edades 4 y superiores, mientras que la F terminal para las edades 1 a 3 se fijó en una ratio determinada de F en la edad 4. El ensayo 6 es similar al ensayo 5 con una ratio de F fijada igual a 1. Los ensayos 7 y 8 eran similares a los ensayos 5 y 6 pero incorporando una limitación a la variabilidad del reclutamiento durante un periodo de 2 años (sd = 0,5) para intentar mantener la coherencia en la serie temporal de reclutamiento (cabe señalar que la captura por edad 1 y 2 ha descendido enormemente debido a la implementación de un reglamento sobre talla mínima más restrictivo en 2007).

Los ensayos 9 y 10 son similares a los ensayos 7 y 8 pero sin la limitación en la vulnerabilidad para los dos últimos años. Los ensayos 11 y 12 son similares a los ensayos 7 y 8 pero incorporando el índice de palangre japonés del Atlántico noreste. Los ensayos 13 y 14 son similares a los ensayos 11 y 12 pero reincorporando los índices de cebo vivo 2 y cebo vivo 3 específicos de la edad, estimando todas las F terminales y considerando un límite de 3 años en la vulnerabilidad. Los ensayos 15 y 16 son similares a los ensayos 13 y 14 pero utilizando el índice de cebo vivo agregado por edad (que se prolonga hasta 2009) en lugar de los índices de cebo vivo 2 y cebo vivo 3 específicos de la edad (que llegan hasta 2007). Por último, los ensayos 17 y 18 consideran un grupo plus mayor (edad 16+) con ratios de F fijadas (=1). Estos ensayos se han investigado para evitar elecciones difíciles sobre las ratios de F que se sabe que tienen un impacto fuerte en los resultados de VPA y por tanto en la percepción sobre el estado del stock. El ensayo 17 es similar al ensayo 14 y el ensayo 18 es similar al ensayo 16 (es decir, cambia únicamente la elección del índice de CPUE de cebo vivo utilizado).

Por último, el Grupo ha mantenido los ensayos 13, 15, 17 y 18 y los ha vuelto a realizar utilizando la matriz de CAA inflada (tal y como se definió en 2008).

Análisis estadístico de la captura (ASAP)

En la reunión de preparación de datos de junio de 2010 se indicó que "Las incertidumbres en la CAS y la posterior conversión a CAA por medio de la separación de cohortes sugieren que un modelo estadístico de captura por edad, como Multifan-CL o Stock Synthesis, sería más adecuado que el VPA para modelar el atún rojo" (página 12). Esta sección informa sobre una implementación preliminar de otra captura por edad estadística, ASAP.

ASAP, el programa de evaluación estructurado por edad (disponible en http://nft.nefsc.noaa.gov/ASAP.html) "es un modelo estructurado por edad que utiliza cálculos "forward" asumiendo la capacidad de separación de la mortalidad por pesca en componentes de edad y año para estimar el tamaño de la población en función de las capturas observadas, la captura por edad, y los índices de abundancia. Los descartes pueden ser tratados de un modo explícito. El supuesto de separabilidad es flexible y permite cómputos específicos de la flota y cambiar fácilmente la selectividad por edad en el tiempo o en bloques de años. El programa también permite realizar con facilidad variaciones en el tiempo de la capturabilidad asociada con cada índice de abundancia. Las dimensiones del problema (número de edades, años, flotas e índices de abundancia) se definen en los datos de entrada y su única limitación es el hardware. Los datos de entrada se organizan asumiendo que se dispone de datos para la mayoría de los años, pero también pueden faltar años. Actualmente el modelo no permite que se utilicen datos de talla ni índices de tasas de supervivencia. Los diagnósticos incluyen ajustes de índices, residuales en la captura y captura por edad, así como cálculos eficaces de tamaños de muestras. Los pesos son un valor de entrada para diferentes componentes de la función objetivo y permiten desarrollar desde modelos de producción estructurados por edad relativamente simples hasta modelos totalmente parametrizados".

ASAP fue desarrollado por Christopher Legault y Víctor Restrepo (Legault y Restrepo, 1999) para incorporar "varias características de modelación que fueron discutidas por el SCRS en años recientes, sobre todo en las reuniones del grupo de especies sobre atún rojo" (Legault y Restrepo, 1999, página 1).

Para el Atlántico este y el Mediterráneo se utilizaron la captura por edad de 1970 a 2009, y las edades 1 a 25+. La formulación final estimó tres bloques para la selectividad (se intentó una formulación con cuatro bloques para estimar la selectividad en 2008-2009, pero las selectivades no parecían bien estimadas), siete índices de tamaño del stock (BB2, BB3, BB4, TrapMAR_ESP, JLL5+Med, JLL Med, JLL North aplicados a las mismas edades que en la evaluación de VPA) y CV razonablemente elevados en los reclutas (0,7) y en los índices de tamaño del stock (en el orden del RSME a partir de una formulación inicial). Se asumió que la captura total se conocía con relativa precisión (CV = 0,01).

Análisis de la curva de clase anual

Además de los ensayos de VPA, el Grupo también decidió actualizar los análisis de la curva de clase anual que se aplicó en 2006 y 2008 para estimar la mortalidad total con otro enfoque metodológico (Anon. 2007 y Fromentin *et al.*, 2007). A diferencia de los análisis de curva de captura que asumen un reclutamiento constante de un año a otro, el análisis de la curva de clase anual se calcula basándose en las cohortes. Por tanto, el supuesto de reclutamiento constante puede flexibilizarse. Z, la mortalidad total, se estima como la pendiente de la regresión en C por edad en una cohorte determinada. Por tanto, una limitación de este enfoque es que se asume que Z es constante en la gama de edad de una cohorte determinada, pero no entre cohortes. Otro supuesto es que la vulnerabilidad al arte de pesca sigue siendo constante en una gama de edad que se estableció para las edades 11 a 19 para las almadrabas españolas del Atlántico este. Generalmente debe utilizarse la CPUE por edad, en vez de la captura por edad, para tener en cuenta los cambios en el esfuerzo, pero esto no se aplica a las almadrabas, ya que se asume que el esfuerzo es constante en el tiempo (Fromentin *et al.* 2007). Por tanto, se aplicaron los siguientes análisis sobre captura por edad parcial de la pesquería española con almadrabas desde 1960 hasta 2009.

Modelo dinámico de biomasa

También se investigó el modelo bayesiano dinámico de biomasa presentado en el documento SCRS/2010/105, utilizando las los datos actualizados de las capturas de almadrabas, la CPUE japonesa y la captura comunicada/inflada desde 1975 hasta 2009. El Grupo investigó varias distribuciones previas para los parámetros demográficos: tasa de crecimiento intrínseco de la población, r ~ Normal (0,35; 0,2) y para K, capacidad de transporte, utilizamos: K ~ Normal (350.000; 0,3 * 350.000) y log(K) ~ Uniform (log(200.000), log(800.000). El modelo de biomasa generalizado y el modelo Schaefer dinámico de biomasa (parámetro de forma, m = 2) se ajustaron para cada ensayo. Al utilizar el modelo de producción de biomasa generalizado la distribución previa para m se estableció como una distribución uniforme entre 1,1, y 3, 5. Se probaron dos valores para la biomasa inicial en 1975 (50 y 90% de la capacidad de transporte). Para ello, se modificaron los índices de CPUE del palangre japonés (área 5 y Mediterráneo) y de las almadrabas españolas/marroquíes (índice combinado) para expresarlos en biomasa (kg) (**Figura 1).** Se utilizó el peso medio por arte y año para calcular estos nuevos índices. El modelo se ejecutó considerando la captura total comunicada para el atún rojo del Atlántico este y la captura total inflada.

Análisis de prospección de capturas (CSA)

En la reunión de preparación de datos de junio de 2010 se indicó que, debido a las incertidumbres en la captura por edad en el Atlántico este y Mediterráneo, deberían investigarse métodos que requieran menos datos como la modelación de producción y los análisis de prospección de la captura. Los análisis de prospección de la captura (CSA, más conocidos como Collie Sissenwine Analysis) se considera un punto intermedio entre los modelos de producción que requieren sólo información sobre captura y esfuerzo, y otros análisis basados en la edad que requieren más datos. El CSA requiere un índice de abundancia para los pre-reclutas y post-reclutas, la captura total, la estimación de la mortalidad natural (M), los pesos medios de pre-reclutas y post-reclutas y la selectividad relativa de pre-reclutas con respecto a los post-reclutas. Se dispone de varias implementaciones, se utilizó la disponible en NMFS, NFT Toolbox (http://nft.nefsc.noaa.gov/CSA.html).

4.2 Métodos-Oeste

El documento SCRS/2010/114 examinaba la implicación de la nueva curva de crecimiento en la evaluación de stock del SCRS de atún rojo del Atlántico oeste y su correspondiente asesoramiento de ordenación. La nueva curva de crecimiento se utilizó para convertir la matriz de captura por talla de la evaluación de 2008 en una matriz de captura por edad alternativa mediante la aplicación del algoritmo de corte de edad del SCRS. El modelo VPA del caso base y las proyecciones asociadas de la evaluación de 2008 se repitieron con esta captura por edad alternativa. Los resultados fueron ligeramente más optimistas en términos de valoración del estado del stock (en relación con el nivel que permitiría el RMS), pero todavía dependen en gran medida de si se asume que el reclutamiento está relacionado con la biomasa reproductora o si se asume que se mantiene en los bajos niveles recientes. Los autores indicaron que una integración adecuada de la nueva curva de crecimiento en el proceso de evaluación requiere una reconsideración de la especificación correcta de las ratios de F, la edad de madurez, los rangos de edad para los índices de abundancia y la tasa de mortalidad natural.

Durante la reunión de evaluación de 2010, se expuso una presentación oral de los resultados actualizados del modelo MAST. Los resultados reafirmaban las conclusiones anteriores de que el estado de la población en el

Atlántico occidental es sensible a la mezcla y de que la pesquería en el Atlántico este tiene potencialmente un impacto importante en el Atlántico occidental. Se recordó al Grupo que los análisis sobre mezcla realizados por el SCRS sugerían que las informaciones disponibles obtenidas a partir de la proporción de la captura procedente de los stocks oriental y occidental (tal y como se infirió a partir del análisis de microelementos de otolitos) y a partir de los datos de marcado convencional pueden traducirse en percepciones muy diferentes del grado de solapamiento de cada población. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que ambos conjuntos de datos son incompletos, en el sentido de que no son necesariamente representativos de la población global. En consecuencia, el Grupo cree que los análisis de la mezcla no han llegado todavía a una fase en la que se puedan considerar lo suficientemente fiables como para utilizarlos como base para el asesoramiento que se solicita en los planes de recuperación de la Comisión para el atún rojo del Atlántico este y oeste. Sin embargo, se están realizando progresos en términos de información disponible sobre mezcla y de modelos que son lo suficientemente flexibles como para utilizar tipos de datos diferentes (marcado convencional, marcado electrónico, microquímica de otolitos y datos genéticos).

4.2.1 ADAPT-VPA aplicado al Atlántico occidental

Se realizaron análisis de población virtual (VPA) adaptados utilizando el programa VAP-2BOX del catálogo de programas de ICCAT. Las especificaciones de parámetros y datos utilizadas en las evaluaciones de VPA de 2010 fueron en general similares a las utilizadas en la evaluación del caso base de 2008, pero hay una serie de diferencias importantes (sobre todo la utilización de una nueva curva de crecimiento para convertir la talla en edad y el incremento de la edad del grupo plus hasta 16). Esta sección proporciona información detallada sobre estas especificaciones. El lector puede consultar también la **Tabla 4**, en la se presenta un resumen de los índices de abundancia disponibles, **la Tabla 6**, en la que se presenta un resumen de qué índices se utilizaron en cada ensayo y **la Tabla 7**, que presenta un resumen de las especificaciones de los parámetros para los diferentes ensayos del modelo.

Cabe señalar desde el comienzo que uno de los cambios más influyentes con respecto a la evaluación de 2008 ha sido la utilización de una nueva curva de crecimiento (Restrepo *et al.*, 2011) para convertir la captura por talla (CAS) en captura por edad (CAA). Esta curva asigna los ejemplares de más de 120 cm a edades más elevadas que la anterior curva de crecimiento (Turner y Restrepo, 1994). Por el contrario, asigna los ejemplares de menos de 60 cm a edades ligeramente inferiores. Para una mayor comodidad, en este documento la curva de crecimiento de Turner y Restrepo (1994) se denominará "curva de crecimiento de 1994" y la matriz CAA correspondiente "CAA1994". Del mismo modo, la nueva curva de crecimiento de Restrepo *et al.* (2011) se denominará "curva de crecimiento de 2009" y la matriz CAA correspondiente "CAA2009".

Especificaciones generales

La clase de edad superior representa un grupo plus (por ejemplo edades A y superiores) y la tasa de mortalidad por pesca en dicha edad se especifica como el producto de la tasa de mortalidad por pesca en la siguiente edad más joven F_{A-1}) y un parámetro estimado de F-ratio que representa la ratio de F_A con respecto a F_{A-1} . Para el modelo del caso base de 2008, la F-ratio se especificó previamente en 1,0 para el periodo 1970-1973, estimándola mediante un parámetro único para el periodo 1974-1981 y después estimándola con un segundo parámetro para el periodo más reciente (1982-2007) sujeto a un término de penalización incluido en la función de verosimilitud:

$$-\ell \,\mathrm{n}\,L = \frac{(\ell \,\mathrm{n}\,\tilde{r}_{y} - \ell \,\mathrm{n}\,\hat{r}_{y})^{2}}{2(\sigma_{r})^{2}}$$

donde \tilde{r}_y es la *F*-ratio prevista para el periodo más reciente (considerándola el valor asumido para la evaluación del caso base de 1996, 1,14), \hat{r}_y es la estimación correspondiente del modelo, y σ_r es la desviación estándar de la distribución previa (que se asume que es 0,25).

Se estimaron como parámetros libres las tasas de mortalidad por pesca para cada edad en el último año del VPA (excepto en las edades superiores), pero sujetas a una limitación que restringía el nivel de cambio en el patrón de vulnerabilidad durante los tres años más recientes con una desviación estándar de 0,5 (véase SCRS/2008/089 para más detalles).

Los índices de abundancia se ajustaron asumiendo una estructura de error lognormal y una ponderación igual (a saber, el coeficiente de variación se representó mediante un parámetro único estimado para todos los años e índices). Se asumió que los coeficientes de capturabilidad (escalados) para cada índice fueron constantes durante la duración de dicho índice y se estimaron mediante la correspondiente fórmula de verosimilitud concentrada.

Al igual que en las anteriores evaluaciones, se asumió que tasa de mortalidad natural era independiente de la edad (= $0,14 \text{ yr}^{-1}$).

El vector de madurez utilizado en anteriores evaluaciones asumía que las edades 1 a 7 eran inmaduras y que las edades 8 y superiores eran plenamente maduras. El Grupo observó que las especificaciones originales de las edades 8 y superiores se basaban en la curva de crecimiento de 1994 y que los ejemplares de la misma talla se clasificarían en la edad 9 con la curva de crecimiento de 2009. Por consiguiente, para los ensayos que utilizan CAA2009, el Grupo utilizó un nuevo vector de madurez en el que la madurez al 100% comenzaba en la edad 9. Sin embargo, tal y como se indicó en la Sección 3.1, existe una considerable incertidumbre sobre la maduración del atún rojo del Atlántico occidental. Por ello, el Grupo decidió examinar la sensibilidad de la percepción del estado del stock en el ensayo del caso base a dos ojivas de madurez alternativas, una con una maduración más temprana (33% en edad 4, 66% en edad 5 y 100% en edades superiores) y otra con una madurez más tardía (0% en edad 8, con un incremento logarítmico hasta el 100% en la edad 16). Los detalles de los análisis en los que se basan las ojivas de maduración temprana y tardía se describen en la leyenda de la **Figura 18**. El Grupo acordó que no había una base sólida para ninguna de las ojivas, pero que éstas proporcionaban unos límites razonables para la gama de posibilidades.

Especificaciones detalladas para el caso base de 2010 y ensayos alternativos

En esta sección se detallan las especificaciones del modelo para la evaluación. Cabe señalar que se determinó que el Ensayo 3d (que se presenta a continuación) era la formulación más apropiada y fue seleccionado como el caso base porque utilizaba lo que se consideró como los datos de captura parciales más fiables (para estimar la selectividad de los índices de abundancia), la CAA derivada utilizando la nueva curva de crecimiento de 2009 y un grupo plus más amplio (evitando las aparentes especificaciones erróneas de las F-ratios – véase el **Apéndice 1**).

- Ensayo de continuidad 0: para facilitar la comparación de los resultados de la evaluación de 2010 con la evaluación de 2008, se realizó un ensayo que utilizaba las mismas especificaciones que las que se seleccionaron en 2008 y básicamente los mismos datos actualizados hasta 2009 inclusive (excepto cuando se indica lo contrario en las secciones 2 y 3). Se utilizó el programa ICCAT para separación de cohortes (AGEIT-R) con la curva de crecimiento de 1994 para convertir CAS 2010 en CAA.
- Ensayo 1: Este ensayo utilizó los mismos índices y especificaciones de modelo que el Ensayo de continuidad, pero aplicó la curva de crecimiento de 2009 para convertir CAS en CAA. Tal y como se recomendaba en el documento SCRS/2010/114, el grupo plus se amplió hasta la edad 12, para mantener la coherencia con la lógica utilizada para definir las especificaciones de las F-ratios originales (los ejemplares de una talla atribuibles a una edad 10+ con la curva de crecimiento de 1994, se atribuyen a una edad 12+ con la curva de crecimiento de 2009). La edad de madurez del 100% también se incrementó pasando de 8 a 9, para reflejar el cambio en la tasa de crecimiento.
- Ensayos 1a) y b): Estos dos ensayos fueron idénticos al Ensayo 1, con la excepción de los parámetros estimados de las F-ratios. En el Ensayo 1 a) se estimaron F-ratios para dos periodos (1974-1981, 1982-2009) y en el Ensayo 1 b) se estimaron las F-ratios para cada año como un desarrollo aleatorio con una desviación estándar de 0,5.
- Ensayo 1 c), d), e) y f): El Grupo exploró la sensibilidad del Ensayo 1 a los cambios en el modo en que fueron estimadas las selectividades de varios índices. El Ensayo 1 c) incluía el valor del índice para 2009 de las series de palangre japonesas estandarizadas para el área 2 (que no se utilizó en otros ensayos debido al escaso número de datos en dicho año). En el Ensayo 1 d) se estimaron las selectividades para los índices de caña y carrete de Estados Unidos a partir de capturas parciales específicas del índice (véase la discusión en el Apéndice 2). En el Ensayo 1 e) se utilizó la misma captura por edad parcial para el índice de larvas, tal y como se utilizó para la flota de palangre del Golfo de México de Estados Unidos (argumentando que los dos índices representan la misma región en el Golfo de México, véase el Apéndice 2). En el Ensayo 1 f) se estimó la selectividad de la flota de palangre japonesa que opera en el Golfo de México a partir de la captura por edad parcial observada para dicha flota (véase el Apéndice 2). Los resultados de todos estos ensayos

fueron similares a los del Ensayo 1. El Grupo manifestó su satisfacción por el hecho de que los métodos alternativos para estimar la selectividad fueran apropiados y tuviesen poca influencia en los resultados.

- Ensayo 2: Este ensayo fue similar al Ensayo 1, pero estableció el grupo plus en la edad 20 y fijó las ratios de F en un valor de 1,0. Dado que los ejemplares de edades 19 y 20 son plenamente maduros y tienen una talla similar, no hay razones para esperar que difieran las tasas de mortalidad por pesca en estas dos clases de edad.
- Ensayo 3. Este ensayo fue similar al Ensayo 1 d) e) y f), en el sentido de que se utilizó una captura por edad parcial, pero estableció el grupo plus en la edad 16, basándose en los resultados de un análisis similar al presentado en el documento SCRS/2010/114 (véase **Apéndice 1**) y estableció los valores de ratios de F en 1,0 (una vez más existen pocas razones para esperar que las tasas de mortalidad por pesca de las edades 15 y 16 difieran, ya que es probable que la mayoría de los ejemplares de ambas edades sean maduros y tengan una talla similar). Este ensayo sólo difería de los ensayos anteriores en que las selectividades para el índice GSL de Canadá se estimaron a partir de la composición por talla de dicho índice (edades 13 y superiores). Anteriormente se había ajustado la selectividad del índice GSL de Canadá, tal y como se describe en la sección 3.2.2.
- Ensayos 3 a), b) y c): Las especificaciones de estos ensayos fueron similares a las del Ensayo 3, pero se utilizaron diferentes modos para estimar las ratios de F. Estos ensayos no supusieron una mejora importante para el ajuste de los índices y se consideraron menos sobrios, según los criterios AIC (es decir, las ratios de F estimadas no difirieron en gran medida del 1 y no justificaron la estimación de parámetros adicionales).
- Caso base, Ensayo 3 d): Este ensayo fue similar al 3, con la excepción de los cambios en la captura por edad parcial utilizada para estimar la selectividad para la pesquería estadounidense del Golfo de México y la prospección larvaria. Las capturas parciales específicas del índice de palangre estadounidense del Golfo de México (en ensayos anteriores y en 2008, las capturas parciales de toda la flota de palangre de Estados Unidos se aplicaron al índice de palangre estadounidense del Golfo de las capturas parciales de toda la flota de palangre de Estados Unidos se aplicaron al índice de palangre estadounidense del Golfo de México). El rango de edad de las capturas parciales se restringió a las edades 9 y superiores para representar el rango de edad predominante de los ejemplares capturados en el Golfo de México. Las capturas parciales de las pesquerías palangre japonés (1975-1981) y de palangre estadounidense (2004-2009) en el Golfo de México se aplicaron al índice de larvas; bajo el supuesto de que los tres índices representan a los mismos peces. Este ensayo fue aceptado como caso base por el Grupo.
- Ensayo 3 e): En este ensayo se exploró la sensibilidad del caso base a los valores de mortalidad natural asumidos. El vector de mortalidad natural asumido a partir del VPA del Este, que específica las tasas de mortalidad natural específicas de la edad, se utilizo en el VPA del oeste.
- Ensayo 3 f) y g): En estos ensayos se exploró la sensibilidad del caso base a la ojiva de madurez asumida. En el ensayo 3 f) se utilizó la ojiva de madurez temprana (basado en inspecciones macroscópicas incluidas en Mather *et al.*, 1995, y se estableció la madurez del 100% en la edad 6. En el ensayo 3 g) se utilizó la ojiva de madurez tardía (desarrollado mediante la sintetización de las estimaciones de madurez derivadas de la composición por talla de las capturas de palangre en el Golfo de México, véase la Figura 18), estableciendo la edad de madurez del 100% en la edad 16. En ninguno de los casos se utilizó la ojiva de madurez en el proceso de ajuste del modelo. Por tanto, las estimaciones de parámetros de estos dos ensayos fueron idénticas a las estimaciones de parámetros del caso base. Sólo los valores de biomasa reproductora producidos por el VPA difirieron entre los ensayos 3 f), 3 g) y el caso base.
- Ensayo 4: En este Ensayo se examinó el efecto de ampliar la serie temporal hasta 1960. Los demás modelos comenzaban en 1970. En la reunión de evaluación de 2008 se desarrollaron dos índices históricos de las capturas de palangre de Japón y éstos se han utilizando en este ensayo de sensibilidad. El primero en aguas de Florida (Estados Unidos) y el otro en la zona subtropical frente a Brasil (véase la **Tabla 11).** La selectividad por edad de estos índices se estableció en 1,0 para las edades 9 y superiores.
- La sensibilidad del caso base a la supresión de varios índices (análisis de sensibilidad Jack-knife): Se examinó la influencia de varios índices de abundancia en los resultados del modelo del caso base eliminando un índice cada vez, desarrollando el VPA con las mismas especificaciones del modelo y comparando diferentes estadísticas de referencia.

5 Resultados del estado del stock

5.1 Estado del stock –Este

5.1.1 Resultados del VPA

En general, los ajustes a los índices de CPUE disponibles siguen siendo pobres (al igual que en evaluaciones anteriores), con fuertes tendencias temporales en los valores residuales para la mayoría de los índices de CPUE. Los patrones de los valores residuales se mantuvieron relativamente constantes en los diferentes ensayos (**Figura 19**). Dicho ajuste pobre no es sorprendente dada la escasa calidad de la matriz de captura por edad (véase la sección anterior) y las incertidumbres sobre la captura total en años recientes y en los índices de CPUE.

El Grupo también examinó los resultados de los diferentes ensayos en términos de series temporales de abundancia y mortalidad por pesca. En general los diferentes ensayos condujeron a percepciones diferentes del stock, reflejando la elevada sensibilidad a los supuestos técnicos (a saber, supuestos sobre ratios de F, edades terminales, penalizaciones de vulnerabilidad y reclutamiento, grupo plus) y a la elección de los valores de CPUE. En la mayoría de los ensayos se detectaron importantes incertidumbres en las estimaciones VPA para la F terminal para las edades más jóvenes (a saber, 1 a 5) que pueden, en algunos casos, alcanzar valores no realistas (a saber, $F > 2 \text{ yr}^{-1}$). Es probable que esta elevado nivel de incertidumbre proceda de los cambios en las edades 1 a 3 en los años más recientes y a sesgos potenciales en las series de CPUE de las flotas que se dirigen a dichas edades. Por el momento, no existe un contraste suficiente en los datos, pero series temporales más largas contribuirían a ello.

Generalmente, los patrones retrospectivos no fueron satisfactorios para los 12 primeros ensayos, pero los de los ensayos 13 y 15 fueron más satisfactorios (**Figuras 20** y **21**). En lo que concierne a los demás ensayos el mayor nivel de incertidumbre se observó en las estimaciones terminales de mortalidad por pesca en edades 2-5 y en el reclutamiento (especialmente para el ensayo 13), mientras que fueron de algún modo satisfactorias en F10+ y SSB para ambos ensayos. Los ensayos 13 y 15 pueden además considerarse como ensayos de continuidad del ensayo del caso base de 2008, ya que las especificaciones técnicas son muy similares. Por tanto, estos dos ensayos se consideraron los ensayos finales. Los ensayos 13 y 15 produjeron resultados comparables y tendencias generales similares en F y en N (**Figura 22**). El reclutamiento en el comienzo de la serie temporal osciló entre 2 y 3 millones de ejemplares, descendió hasta en torno a 1 millón en los sesenta, y posteriormente se produjo un incremento constante hasta los valores máximos de la década de los noventa y primeros años de la década del 2000, mientras que el número de reclutas ha experimentado un marcado descenso en los últimos años. Sin embargo, se sabe que los niveles recientes son menos fiables debido a la falta de datos para estimarlos. Constátese también que un fuerte descenso potencial en el reclutamiento en los años más recientes no coincide con la información científica de las prospecciones aéreas realizadas en el mar Mediterráneo (véase Bonhommeau *et al.* 2010).

Las estimaciones finales de biomasa reproductora del stock difieren ligeramente en los dos ensayos. La biomasa reproductora alcanzó un máximo de más de 300.000 t a finales de los cincuenta y comienzos de los setenta seguido por un descenso. En el Ensayo 13, la biomasa continuó descendiendo ligeramente hasta 150.000 t, mientras que en el Ensayo 15 la biomasa se incrementó ligeramente a finales de la década del 2000, llegando a 200.000 t. Considerando los dos Ensayos, 13 y 15, los análisis indicaban que la SSB reciente (2007-2009) se sitúa en aproximadamente el 57% de las estimaciones más elevadas de los niveles de biomasa (1957-1959).

El patrón de la mortalidad por pesca para las edades 2-5 en los diferentes ensayos sugiere un incremento a lo largo de la serie temporal, seguido por un descenso a comienzos de la década del 2000. Tal y como se ha indicado antes, las estimaciones de F2-5 en los últimos años son muy sensibles a las especificaciones técnicas alternativas. La mortalidad por pesca del atún rojo grande (F10+) presenta una forma de U: el descenso inicial se corresponde con el descenso de la pesquería de cerco noruega a comienzos de los sesenta, y el posterior incremento se debe al desarrollo de las pesquerías de cerco del Mediterráneo desde mediados de los ochenta. Las F10+ más elevadas de toda la serie tuvieron lugar a mediados de los noventa y principios de la década del 2000 hasta alcanzar valores elevados (aproximadamente el triple que la M en estas edades), tal y como se indicó en evaluaciones anteriores. Los ensayos también estimaron un rápido descenso en F10+ en los dos últimos años considerados. Aunque este fuerte descenso se confirma en todos los ensayos y análisis retrospectivos, dicho resultado tiene que ser validado por futuros análisis debido a las incertidumbres en las estimaciones finales. Cabe

señalar finalmente que estos patrones de F10+ fueron similares a las tendencias estimadas por el análisis de la curva de clase de edad (véase más adelante).

El Grupo también examinó ensayos con un grupo plus más amplio, sobre todo para evitar las incertidumbres relacionadas con un grupo plus grande (como el grupo 10+). Los resultados de los dos ensayos (a saber, ensayos 17 y 18, considerando un grupo plus 16+ con ratios de F = 1) fueron muy similares (**Figura 23**). Los patrones retrospectivos de estos ensayos no fueron notablemente mejores que los de los ensayos anteriores (**Figuras 24** y **25**). Los resultados más sorprendentes son las diferencias entre estos dos ensayos y los anteriores en lo que concierne a las tendencias de la SSB y los valores absolutos. Los ensayos 17 y 18 mostraron un valor máximo por encima de 170.000 t en 1952 seguido de descenso hasta menos de 100.000 t a principios de los sesenta. La biomasa mostró pocas variaciones durante las dos décadas siguientes y se incrementó hasta 150.000 t en 1993, a este incremento le siguió un descenso en los últimos años. El Ensayo 17 mostraba un descenso más pronunciado en la SSB (80.000 t en 2009) que el Ensayo 18 (más de 100.000 t). La biomasa del stock reproductor durante los últimos cinco años de la serie temporal se situó entre el 47% (Ensayo 13) y el 63% (Ensayo 18) del valor de SSB más elevado de la serie temporal y entre el 55% (Ensayo 13) y el 70% de la biomasa (Ensayo 15) de los cinco primeros años de la serie temporal.

Estos ensayos se siguieron investigando utilizando la CCA inflada del mismo modo que se hizo en la evaluación de 2008 (es decir, captura extrapolada a 50.000 t desde 1998 a 2006 y a 61.000 t en 2007). Los resultados de los Ensayos 13 y 15 fueron similares a los de la captura comunicada, excepto para la SSB (**Figura 26**). En los ensayos con captura comunicada, la tendencia de la SSB en los últimos treinta años mostraba sobre todo un constante descenso (excepto en el último año para el Ensayo 15), mientras que con el escenario de captura inflada aparecía una meseta durante veinte años, seguida por un marcado descenso en los últimos años (un patrón que ya se había observado en los resultados de la evaluación de 2008). Cabe señalar, sin embargo, que en los escenarios de captura inflada y comunicada, el nivel de 2009 era prácticamente el mismo. En los ensayos 17 y 18 con capturas infladas se puede llegar a las mismas conclusiones, aunque pueden observarse mayores diferencias en las series de SSB en la última parte del periodo (**Figura 27**). Los patrones retrospectivos de los ensayos realizados con capturas infladas confirman la existencia de una gran incertidumbre en lo que concierne a la F terminal en las edades 2-5 y al reclutamiento, y fueron menos satisfactorios que los mismos ensayos basados en capturas declaradas (**Figuras 28** a **31**).

Al desarrollar los intervalos de confianza estimados a partir de *bootstraps* de los Ensayos 13 y 15 se confirmó la alta variabilidad en las estimaciones de F terminal para las edades 2 a 5 (especialmente para el ensayo 13) y, en segundo lugar, en las estimaciones de la SSB.

Las estimaciones del estado actual del stock con respecto a los niveles de referencia de RMS llevan a la conclusión de que F_{2009} sigue situándose muy por encima del objetivo de referencia $F_{0,1}$, ya que $F_{2009}/F_{0,1}$ se sitúa en casi 2,9 para ambos ensayos, el 13 y el 15, combinados. La SSB es aproximadamente el 35% (del 19 al 51%, dependiendo de los niveles de reclutamiento) de la biomasa prevista en el marco de una estrategia RMS (**Figura 32**). A efectos comparativos, también se calcularon las ratios de F_{2009} con respecto a F_{MAX} , ya que F_{MAX} era el nivel de referencia utilizado en el pasado. F_{2009}/F_{MAX} se situó en 1,5 en ambos ensayos, el 13 y el 15, combinados, mientras que en la evaluación de 2008 se estimó que F_{2007}/F_{MAX} se situaba por encima de 3. El descenso reciente en F se ha traducido en una mejor percepción del estado del stock con respecto a los niveles de referencia en comparación con la evaluación anterior. Sin embargo, estos valores siguen siendo demasiado elevados y la SSB reciente demasiado baja para ser acorde con los objetivos del Convenio.

5.1.2 Análisis de la curva de clase anual

Los ajustes detallados a las cohortes de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo de 1949 a 1990 capturadas entre 1960 y 2009 son, en la mayoría de los casos, muy satisfactorios (**Figura 33**). Los cambios en F (estimada como Z - 0,1) en el tiempo exhiben una tendencia similar a la de F8+ observada en el VPA y coinciden con los conocimientos expertos (**Figura 34**), a saber F relativamente elevada en las cohortes de atún rojo que nacieron a comienzos de los cincuenta (explotadas sobre todo a finales de los cincuenta y comienzos de los sesenta), un marcado descenso de F en las cohortes que nacieron a finales de los cincuenta, una F relativamente baja o media en las cohortes que nacieron en los sesenta y setenta (explotadas sobre todo en los setenta y ochenta), un marcado incremento de F en las cohortes nacidas en los ochenta (explotadas sobre todo a finales de los noventa) hasta alcanzar el máximo de toda la serie temporal en las cohortes de 1986-1990 (explotadas sobre todo a finales de los noventa y en la década del 2000). Se produjo un ligero descenso de F en las cohortes más recientes, lo que podría reflejar los recientes cambios en las reglamentaciones de ordenación, pero, dado que el análisis de la curva de clase anual refleja sobre todo la explotación que tuvo lugar en el pasado (en cohortes nacidas a

comienzos de los noventa) este método no puede realizar un seguimiento de los cambios más recientes en la explotación. Sin embargo, es un método útil para cotejar tendencias en las F históricas, tal y como fueron estimadas mediante el VPA, y se ha observado que estos resultados son bastante coherentes con las estimaciones de F10+ obtenidas a partir del VPA.

5.1.3 Análisis estadístico de captura (ASAP)

Los ajustes a los índices (**Figuras 35 a 38**) son razonables, con la excepción de la pesquería JLL Norte, para la cual el ajuste es pobre. El ajuste a BB2 sugiere que este índice estaba proporcionando información útil sobre el tamaño relativo de clase anual. Las tendencias de la biomasa del stock reproductor (**Figura 39**) son menos pronunciadas que en la evaluación del VPA y la escala absoluta es aproximadamente el doble que en la evaluación del VPA. Esta diferencia podría deberse a que el ASAP utiliza un grupo plus en la edad 25 mientras que en la evaluación del VPA se considera la edad 10 y/o a las especificaciones de ratios de F en el VPA.

Al igual que en la evaluación del VPA, es posible que las clases anuales recientes (**Figura 40**) estén subestimadas debido a unas ejecución más estricta de las reglamentaciones desde 2008. Al contrario que en el VPA, el análisis retrospectivo indica que la biomasa en los primeros años era más variable que en años recientes (**Figura 41**). No parece haber un sesgo retrospectivo patológico en las estimaciones de SSB en años recientes.

Los resultados comunicados arriba proceden de un ensayo con la pesquería de cebo vivo española para edades 2 a 4 desde 1975 a 2009. Éstos no se utilizaron en la evaluación de VPA debido a que los cambios en la ordenación y en la pesquería hacen que los valores de CPUE de 2008 y 2009 no puedan compararse con los valores anteriores en la serie temporal. Con el fin de evaluar el efecto de estos puntos en los resultados del ASAP, se volvió a desarrollar un ASAP excluyendo los valores de 2008 y 2009 para estos tres índices. En la **Figura 42** se muestran las series temporales de reclutas y SSB obtenidas a partir de los ensayos ASAP con y sin dichos índices.

La formulación y los resultados del ASAP expuestos arriba no han sido escrutinizados en profundidad por el Grupo. Se presentan a efectos ilustrativos con la intención de que ASAP se convierta en una herramienta de evaluación estándar utilizada en futuras evaluaciones de atún rojo del Atlántico.

5.1.4 Modelo dinámico de biomasa

Utilizando una distribución previa uniforme en log(K), la inferencia no pudo proporcionar una distribución precisa de K, RMS y B_{RMS}. Con más distribuciones previas informativas en r y K, las cadenas MCMC no alcanzan una distribución estacionaria cuando se considera el escenario de captura inflada. Al utilizar la captura comunicada, el modelo Schaefer tampoco consiguió un ajuste. Considerando el modelo de producción de biomasa generalizado, la CPUE predicha por el modelo era bastante satisfactoria (**Figura 43**). El ajuste parece ser mejor en el índice de CPUE de las almadrabas que en el índice de palangre japonés. De hecho, el modelo no pudo considerar la merma observada en el índice de palangre (1975-1982). Las estimaciones de biomasa se situaron por encima de 200.000 t para la mayoría de los años y en torno a 250.000 t en 2009. Se estimó que la mortalidad por pesca se situaba por encima de 0,2 desde 1991 a 1999 y por debajo de esta cifra durante el resto del periodo (**Figura 44**).

Hemos constatado aquí un problema de incoherencia en el modelo y los datos, ya que la CPUE, y más aún la CPUE expresada en biomasa, no muestran una señal informativa de biomasa decreciente predicha, mientras que los niveles de captura se incrementan de forma constante. El modelo dinámico de biomasa no puede utilizar, ni la información a priori sobre parámetros demográficos ni la señal informativa en la CPUE, con captura comunicada ni con captura inflada. Las dinámicas complejas del stock pueden ser responsables de esto (especies longevas, subunidades dentro del stock del Este), pero las incertidumbres tanto en la captura como en la CPUE tienen probablemente una importancia clave. Cabe señalar también que este enfoque, al igual que el VPA, se ve limitado probablemente por la falta de series de CPUE de los principales artes, a saber, la flota de cerco del Mediterráneo, que es responsable de más del 50% de la captura en el Atlántico este y Mediterráneo.

5.1.5 Los análisis de prospección de la captura (CSA)

La CPUE del cebo vivo español en la edad 2 se utilizo como índice de pre-reclutamiento y la suma de las CPUE en edades 3, 4 y 5+ se utilizó como índice de post-reclutamiento. Los ensayos iniciales utilizaron los índices en su escala original con la selectividad relativa de pre-reclutas establecida en 1. Esto dio lugar a una importante

ausencia de ajustes, con una subestimación de pre-reclutas (Figura 45, izquierda) y una sobreestimación postreclutas (Figura 45, derecha).

Al escalar este índice a su propio valor medio se consiguieron unos ajustes considerablemente mejores para ambos (pre-reclutas, **Figura 46**-izquierda) y post-reclutas (**Figura 46**, derecha). Esta configuración proporcionó estimaciones absolutas de biomasa que no eran poco realistas pero, como cabía esperar, las fluctuaciones fueron mucho mayores de lo previsto. El Grupo concluyó que esto podría deberse a que era probable que los índices de abundancia utilizados no fueran representativos de los cambios en el stock en su totalidad. El Grupo también concluyó que hasta que no se disponga de índices de abundancia fiables para los pre-reclutas y post-reclutas para todo el stock, es poco probable que la CSA sea útil. Los archivos están disponibles en la Secretaría de ICCAT.

5.2 Estado del stock –Oeste

En esta sección se resumen los resultados de los análisis de VPA explicados en la sección 4.2. Los archivos de entrada y salida del programa VPA2-BOX para el modelo VPA de base se incluyen en el **Apéndice 3**. Los informes de salida incluyen una descripción completa de los resultados del VPA, lo que incluye la matriz de tasas de mortalidad por pesca estimadas, la abundancia por edad, la biomasa del stock, el reclutamiento, los ajustes a los índices, las selectividades de índices estimadas, las ratios de F y las F por edad terminales.

Diagnósticos

En la **Figura 47** se comparan los ajustes de los índices de abundancia del caso base de 2010 (grupo plus 16+, CAA2009) con los del ensayo de continuidad (10+, CAA1994). Los ajustes a la mayoría de los índices fueron similares, pero fueron sensiblemente diferentes para los índices de GSL de Canadá, RR < 145 cm de Estados Unidos, RR 66-114 cm de Estados Unidos y RR 115-144 de Estados Unidos. Estas diferencias parecen atribuibles a la utilización de la captura por edad revisada (CAA2009). En particular, la fuerte clase anual de 2003 seguida por los índices de RR de Estados Unidos, es más evidente en CAA2009 que en CAA1994.

Los ajustes a los índices de los análisis de sensibilidad "jack-knife" (en los que se excluye un índice cada vez) también fueron similares a los del caso base, incluso cuando se excluyeron los índices más influyentes (GSL de Canadá o RR >177 cm de Estados Unidos) (**Figura 48**). Los ajustes a los índices de ejemplares grandes mostraron en general un incremento ligeramente superior en los años recientes cuando el índice RR > 77 cm de Estados Unidos, ya que es el único índice que sugiere un ligero descenso en el número de ejemplares grandes. Los cambios en los ajustes a los índices para ejemplares grandes fueron menos obvios al excluir el índice de GSL de Canadá, pero los valores predichos sí mostraron un incremento reciente menor. Las diferencias en los ajustes del modelo fueron casi imperceptibles para la mayoría de los demás ensayos de sensibilidad basados en CAA2009 y, por tanto, no se muestran en detalle.

Se desarrollaron los histogramas de las estimaciones de *bootstrap* del estado del stock en 2009 obtenidas a partir del ensayo del modelo de base del VPA para examinar el sesgo y la normalidad de la distribución. Se determinó el estado del stock utilizando los puntos de referencia F_{RMS} y $F_{0,1}$, En ambos casos, no hubo evidencias de un fuerte sesgo en los resultados (**Figura 49**).

Se llevó a cabo un análisis retrospectivo extrayendo secuencialmente los valores de entrada de captura y los índices de abundancia en incrementos anuales a partir del modelo de caso base de 2010, remontándose hasta 2004. En la **Figura 50** se muestran las tendencias de la biomasa reproductora y los reclutas de edad 1 para el caso base. La SSB estimada no es sensible a la eliminación retrospectiva de datos. El reclutamiento estimado es sensible a la eliminación retrospectiva de datos. El reclutamiento no muestra un patrón coherente, y por tanto, es más probable que represente una imprecisión que un sesgo importante. Los resultados retrospectivos muestran también alguna variabilidad en las estimaciones de mortalidad por pesa para las edades 5 a 8 inclusive (**Figura 51**) y en las estimaciones de abundancia para las edades 1 a 8 (**Figura 52**), pero una vez más sin tendencias importantes.

Comparación de los resultados del modelo de base VPA de 2008 y 2010

La evaluación del caso base es coherente con los análisis anteriores en cuanto a que la biomasa del stock reproductor (SSB) descendió de forma constante desde el principio de la década de los setenta hasta comienzos de los noventa. Desde entonces, se estima que la SSB ha fluctuado entre el 21 y el 28% del nivel de 1970 (**Figura 53**), pero con un incremento gradual en los últimos años desde el nivel más bajo del 21% en 2003 hasta el 29% en 2009. El stock ha experimentado diferentes niveles de mortalidad por pesca (F) en el tiempo,

dependiendo de las tallas de los ejemplares a las que se dirigen las diferentes flotas. La mortalidad por pesca en reproductores (edades 9 y superiores) descendió notablemente después de 2003. Las estimaciones de reclutamiento (edad 1) son muy elevadas para principios de los setenta, pero son muy inferiores para los años posteriores, con la excepción de la fuerte clase anual de 2003.

En la **Figura 54** se comparan los resultados del modelo de caso base del VPA de 2010 con el modelo de caso base de 2008 (Anon. 2008) y con el correspondiente ensayo de continuidad de 2010. Las tendencias en la biomasa del stock reproductor (SSB) y en el reclutamiento (edad 1) son similares, con la excepción de que el modelo del caso base estima un descenso general algo inferior en la SSB y una clase anual de 2003 más grande. La magnitud de la biomasa reproductora es generalmente superior con el modelo del caso base, lo que refleja el incremento en la proporción de ejemplares de más edad en CAA2009 en comparación con CAA1994 (con la implicación correspondiente de una tasa de mortalidad por pesca inferior en los peces de más edad). Las tendencias en las ratios de F anuales difieren en los modelos de caso base de 2008 y 2010, ya que el modelo del caso base de 2008 utilizó un grupo plus de edad 10 con ratios de F estimadas, mientras que el modelo del caso base de 2010 incrementó el grupo plus hasta la edad 16 y fijó las ratios de F en 1 (véase el **Apéndice 4**).

Ensayos de sensibilidad

En la **Tabla 8** y en la **Figura 55** se resumen los resultados del análisis de sensibilidad "jack-knife", en el que se extrajo un índice cada vez del modelo del caso base. Los índices GSL de Canadá y RR > 177 cm de Estados Unidos fueron claramente los índices más influyentes; el índice GSL de Canadá mostraba un incremento drástico reciente en la abundancia de ejemplares muy grandes, y el índice RR >177 cm de Estados Unidos, mostraba, por el contrario, descensos recientes. Por lo tanto, no es de extrañar que el nivel de SSB descienda en relación con el modelo del caso base cuando se excluye el índice de GSL de Canadá y que se incremente cuando se excluye el índice de RR > 177 cm de Estados Unidos.

En la **Figura 56** se resumen las comparaciones entre el caso base de 2010 y otros ensayos de sensibilidad debatidos en la sección 4.2. Las estimaciones de reclutamiento fueron también casi idénticas para todos los ensayos del modelo, con la excepción del ensayo 3 e), que utiliza el vector M para el stock del Este. En ese caso, las tasas de mortalidad natural más elevadas asumidas para los ejemplares jóvenes se traduce en una estimación superior del reclutamiento, sin embargo, las estimaciones de la biomasa reproductora son prácticamente idénticas a las del caso base. También resulta interesante observar que los niveles de reclutamiento estimados para los sesenta en el Ensayo 4 son comparables a los de los setenta. Aunque la escasa información sobre talla disponible antes de 1970 impide tener mucha confianza en las estimaciones de VPA para los sesenta, los resultados coinciden con la hipótesis de que podrían observarse reclutamientos más elevados si se permite que la biomasa reproductora se incremente hasta el nivel de principios de los setenta.

Las tendencias de la SSB son también bastante similares en los diferentes ensayos del modelo, sobre todo cuando las series se expresan con respecto al valor de los setenta (a saber, escaladas al valor 1,0 para 1970). El Ensayo 3 b) (igual que el base, pero con una ratio de F de desarrollo aleatorio) destaca porque presenta una predicción de valores absolutos más elevados y un descenso algo más marcado que los otros ensayos, pero no mejora el ajuste a los índices, a pesar de contar con más parámetros, por lo que este Ensayo se descartó en favor de un modelo de base más sobrio. Los otros dos ensayos que destacan son el 3 f) y el 3 g), que calculan la biomasa a partir del modelo de base utilizando las ojivas de maduración temprana (plenamente maduro en la edad 6) y de maduración tardía (plenamente maduro en la edad 16), respectivamente. La utilización de la ojiva de maduración temprana se traduce en que se clasifican más ejemplares como reproductores y, por tanto, la biomasa reproductora resulta más grande que en el supuesto del caso base (9+), pero la tendencia global es similar. Por el contrario, con la ojiva de maduración tardía se clasifican menos ejemplares como reproductores y, por tanto, la biomasa reproductora es menor. Quizá, y lo que es más importante, la tendencia en la SSB con la ojiva de maduración tardía indica un descenso proporcionalmente superior, que podría afectar a los niveles de referencia de ordenación. Esto respalda la recomendación anterior de que es necesario realizar más trabajos de investigación para establecer la madurez (y fecundidad) del atún rojo del Oeste.

Estado del stock

Un factor clave a la hora de determinar el estado del stock es la estimación de los elementos de referencia relacionados con el RMS con los que se medirán las condiciones actuales del stock. Estos elementos de referencia dependen en gran medida de la relación entre la biomasa reproductora y el reclutamiento. Este año, el Grupo reexaminó las dos hipótesis alternativas de reproductores-reclutas exploradas en varias evaluaciones anteriores: la formulación recluta-reproductor de dos líneas (escenario de bajo reclutamiento) y la de Beverton-

Holt (escenario de alto reclutamiento). El modelo de dos líneas asume que el reclutamiento aumenta linealmente con la SSB desde cero sin reproductores hasta un valor máximo (R_{MAX}) cuando la SSB alcanza cierto umbral. Aquí el umbral de la SSB (bisagra) se estableció en la SSB media durante 1990-1995 (el periodo con la SSB estimada más baja), y R_{MAX} se calculó como la media geométrica del reclutamiento durante 1976-2006 (las estimaciones de reclutamiento de los últimos tres años no se consideraron fiables). La función de Beverton-Holt se ajustó a las estimaciones de SSB y de reclutamiento correspondientes al periodo 1971-2006. Las dos curvas se muestran en la **Figura 57.** Debido a la incertidumbre en la estimación de la relación reproductor-recluta, el Grupo decidió presentar también niveles de referencia alternativa, utilizando $F_{0,1}$ como una aproximación de F_{RMS} .

El estado del stock se determinó en los escenarios de dos líneas y de Beverton-Holt para el modelo base desde 1970 hasta la actualidad (**Figura 58**). Los resultados en el escenario de dos líneas (bajo reclutamiento) sugieren que el stock ha estado por encima de los objetivos del Convenio desde los setenta, y que las tasas de mortalidad por pesca han estado por debajo de los objetivos del Convenio desde 1983. Los resultados en el escenario de Beverton-Holt (reclutamiento elevado) sugieren que el stock ha estado por debajo de los objetivos del Convenio desde 1983. Los resultados en el escenario de Beverton-Holt (reclutamiento elevado) sugieren que el stock ha estado por debajo de los objetivos del Convenio desde los setenta, y que las tasas de mortalidad por pesca han estado por encima de los objetivos del Convenio con la excepción de los años 1985, 1986 y 2007 a 2009. Es importante señalar que la mediana del valor de la F_{actual} (media geométrica de F para 2007-2009, representada por el círculo coloreado en la figura) se sitúa por encima de los objetivos del Convenio.

La estimación del estado del stock en 2009 para los dos niveles de reclutamiento se resume en las **Figuras 58** y **59**. La **Figura 59** muestra los resultados para el caso base y los ensayos del análisis "jack-knife, que elimina el índice de GSL canadiense y el índice RR > 177 cm de Estados Unidos. Se incluyeron los dos ensayos "jack-knife" porque su divergencia con respecto al modelo de base contribuye a delimitar la incertidumbre en SSB y en la mortalidad por pesca. Con el modelo de dos líneas, la F reciente (media geométrica de 2007 a 2009) se encuentra entre un 30% y 40% por debajo de F_{RMS} y entre un 20 y un 30% por encima de F_{0,1}. La biomasa del stock reproductor se sitúa entre un 20 y un 60% por encima de la SSB_{RMS} y entre un 10 y un 30% por debajo de la SSB F_{0,1}. Con el modelo de la F_{0,1}. La biomasa del stock reproductor se sitúa entre un 60 y un 80% por debajo de la SSB_{RMS} y entre un 20 y un 30% por encima de la F_{RMS} y entre un 20 y un 30% por encima de la F_{RMS} y entre un 20 y un 30% por encima de la F_{RMS} y entre un 20 y un 30% por encima de la F_{RMS} y entre un 20 y un 30% por encima de la F_{RMS} y entre un 20 y un 30% por encima de la F_{RMS} y entre un 20 y un 30% por encima de la F_{RMS} y entre un 20 y un 30% por encima de la F_{RMS} y entre un 20 y un 30% por encima de la F_{RMS} y entre un 20 y un 30% por encima de la F_{RMS} y entre un 20 y un 30% por encima de la F_{RMS} y entre un 20 y un 30% por encima de la F_{RMS} y entre un 20 y un 30% por encima de la F_{0,1}. La biomasa del stock reproductor se sitúa entre un 60 y un 80% por debajo de la SSB_{RMS} y entre un 50 y un 60% por debajo de la SSB F_{0,1}. En la **Figura 58** se muestran las trayectorias estimadas de la mediana del estado del stock desde 1970 para los modelos de dos líneas y de Beverton-Holt.

Las conclusiones de esta evaluación no reflejan el grado total de incertidumbre de las evaluaciones y las proyecciones. Un factor importante que contribuye a la incertidumbre es la mezcla entre peces originarios del Este y del Oeste. Se llevaron a cabo análisis limitados de los dos stocks con mezcla en 2008, pero en 2010 se dispuso de muy poca información nueva. Basándose en trabajos anteriores, se puede esperar que las estimaciones del estado del stock varíen considerablemente dependiendo de los tipos de datos utilizados para estimar la mezcla (marcado convencional o muestras de huellas de isótopos) y de los supuestos del modelo. Deben realizarse más investigaciones antes poder utilizar los modelos de la mezcla de un modo operativo para el asesoramiento en materia de ordenación. Otra fuente importante de incertidumbre es el reclutamiento, tanto en términos de niveles recientes (que se estiman con escasa precisión en la evaluación), como de los potenciales niveles futuros (las hipótesis de reclutamiento "bajo" frente a "alto" que afectan a los elementos de referencia de la ordenación). Un conocimiento más detallado de madurez por edad afectaría también a la percepción de los cambios en el tamaño del stock. Finalmente, la falta de muestras representativas de otolitos requiere que se determine la captura por edad a partir de muestras de talla, lo que es impreciso para los atunes rojos grandes.

6 Proyecciones

6.1 Proyecciones de atún rojo del Este

6.1.1 Especificaciones

Las proyecciones se realizaron utilizando Pro2Box basándose en las estimaciones de VPA para los ensayos 13 y 15 (véase arriba), con capturas comunicadas e infladas y una implementación perfecta e imperfecta (20% de error) de la Rec. 09-06. Los Ensayos 17 y 18 no se consideraron para las proyecciones, ya que había menos datos y las tendencias de N y F eran considerablemente diferentes a las de los escenarios de evaluaciones anteriores.

Cuando se proyecta hacia el futuro es necesario especificar los parámetros biológicos, los patrones de selección (lo que incluye cualquier modificación debida a medidas técnicas que podrían implementarse), el reclutamiento y cualquier modificación que podría realizarse para evitar la mediocre estimación del número por edad para las clases anuales recientes realizadas a partir del VPA. Dado que para las clases anuales más recientes el número por edad está escasamente estimado en el VPA, especialmente para las edades más jóvenes (véase la sección anterior), las primeras tres edades del vector inicial de población (a saber, para 2009) fueron sustituidas asumiendo el mismo nivel de reclutamiento futuro ajustado para las capturas observadas y con las M asumidas para dichas clases anuales. Esto se traduce en cambios tanto en el vector de población terminal en 2009 (a saber, el primer año de la proyección) como en la mortalidad por edad por pesca para las clases anuales sustituidas.

Se evaluaron dos hipótesis para el patrón de selectividad en el periodo de proyección, a saber, una implementación perfecta o imperfecta de la Rec. 08-05. La implementación perfecta se modeló asumiendo un patrón de la selectividad que se corresponde con las medidas de ordenación previstas, mientras que la implementación imperfecta se modeló considerando el patrón de selectividad que se derivó de la media geométrica de la mortalidad por pesca por edad de 2007-2009 obtenida del VPA tras el ajuste (**Tabla 9**).

Los parámetros biológicos se basaron en los valores históricos del VPA, a saber, mortalidad natural y madurez por edad proporcional con variaciones por edad pero sin variación en el tiempo, mientras que los pesos por edad en las proyecciones (waa2.txt) se derivaron del promedio del peso por edad de las edades 1 a 9 y de la curva de crecimiento del grupo plus (lo que permite reflejar los cambios potenciales en la media del peso del grupo plus en función de los cambios en la composición por edad debidos a la recuperación/descenso de la SSB).

Se evaluaron tres escenarios para el reclutamiento futuro, basándose en niveles históricos bajos, medios y altos, correspondientes a tres periodos (1970-1980, 1955-2006; 1990-2000), respectivamente. Por consiguiente, estos escenarios de proyección (**Tabla 10**) incluían: i) el ensayo VPA; ii) la captura histórica asumida; iii) el nivel de reclutamiento y iv) el error de implementación. Éstos se desarrollaron para cuotas que iban desde 0 hasta 20.000 t, en incrementos de 2.000 t, lo que incluye el TAC actual de 13.500 t.

6.1.2 Resultados

En total se investigaron 24 escenarios para las proyecciones, a saber: 2 ensayos (13 y 15) * 2 capturas históricas (comunicadas e infladas) * 3 niveles de reclutamiento (bajo, medio y alto) * 2 implementaciones (perfecta e imperfecta). En las **Figuras 60** y **61** se presentan las series temporales de SSB/SSB_{0,1} resultantes, las columnas corresponden a los diferentes niveles de TAC y las hileras a los números de ensayo y a las capturas históricas, mientras que los niveles de reclutamiento y el éxito de la implementación de medidas técnicas se indican mediante diferentes colores y tipos de líneas, respectivamente. Asumir un alto reclutamiento significa que la SSB necesaria para alcanzar la SSB_{F0,1} (a saber, la SSB en equilibrio resultante de pescar en F_{0,1}) sería también más elevada. Por lo tanto, históricamente el stock parece más mermado, sin embargo, debido al alto nivel de reclutamiento el stock se recuperará más rápidamente y hasta un nivel más alto. Para un TAC de 0 a 12.000 t, todos los ensayos estocásticos dieron lugar a una SSB en 2022 igual o superior a la SSB_{F0,1}. Para un TAC de 14.000 t los resultados dependen del tipo de ensayo (el Ensayo 13 muestra una recuperación menor que el Ensayo 15), mientras que con un TAC de 20.000 t, los resultados difieren aún más y dependen más de la captura histórica y de los niveles de reclutamiento (los escenarios de captura inflada y bajo reclutamiento muestran una recuperación menor). En general el éxito en la implementación no tiene un gran impacto en los resultados, ya que el patrón de selectividad de 2008-2009 no fue diferente del que se preveía con arreglo a la Rec. 08-05.

En la **Figura 62** se presentan los diagramas de fase de Kobe, para el periodo 2009 a 2023 (una vez más las columnas se corresponden con los niveles de TAC, las hileras con el número de ensayo y la captura histórica, mientras que los niveles de reclutamiento y el éxito en la implementación se representan con diferentes colores/tipos de líneas). Las líneas son las medianas de $F/F_{0,1}$ y SSB/SSB_{F0,1} y corresponden al nivel de reclutamiento asumido y al éxito de las medidas técnicas. El stock se recupera durante el periodo de proyección, ya que las trayectorias pasan del cuadrante rojo al verde, pero los puntos finales no están siempre en las zonas verdes desde ahora hasta 2022, especialmente con TAC superiores a 14.000 t.

Las probabilidades de estar en los cuadrantes de diferentes colores del diagrama de Kobe se presentan en la **Figura 63**, para el periodo 2009 a 2023 (misma presentación). La interpretación general es similar a la de la **Figura 62** y la probabilidad de estar en el cuadrante verde se incrementa con el tiempo.

La matriz de Kobe se presenta gráficamente en la **Figura 64** y en forma de tabla en la **Tabla 11**. La recuperación del atún rojo del Este hasta $SSB_{F0,1}$ con una probabilidad de al menos el 60% se conseguiría desde ahora hasta

2018 con un TAC de 0 t; en 2022 con el TAC actual (a saber, 13.500 t). Sin embargo, con una captura superior a 14.000 t no es probable que se alcance este nivel de probabilidad del 60% desde ahora hasta finales de 2022.

6.2 Proyecciones atún rojo del Oeste

6.2.1 Métodos

Al igual que en 2008, el Grupo consideró los dos escenarios de reclutamiento debatidos en la sección 5.2: un escenario de reclutamiento bajo (modelo de dos líneas), que asume que el promedio de reclutamiento no puede alcanzar los altos niveles a principios de los años setenta (claramente debido a algún cambio desconocido en el medio ambiente) y un escenario de reclutamiento alto que asume que el número de reclutas es una función Beverton-Holt de la biomasa reproductora del año anterior. El Grupo acordó que no había evidencias suficientes para favorecer a un escenario frente al otro e indicó que proporcionan límites superiores e inferiores razonables (pero no extremos) del potencial de recuperación.

Las proyecciones para el stock occidental se basaron en las replicaciones de *bootstrap* de las matrices de mortalidad por pesca por edad y en número por edad producidas por el programa VPA-2BOX. El Grupo acordó que las proyecciones y los elementos de referencia deberían ser calculados para los escenarios de Beverton-Holt (alto) y de dos líneas (bajo) para tener en cuenta la incertidumbre sobre la verdadera forma de la relación stock-reclutamiento, coherente con el enfoque utilizado durante la evaluación de 2008 (**Figura 57**). La relación stock-reclutamiento de dos líneas implica un aumento lineal en el reclutamiento desde el origen hasta un nivel "pivote" del tamaño del stock reproductor. El nivel "pivote" del tamaño del stock reproductor se define como el tamaño medio del stock reproductor durante 1990-1995 (el periodo que incluye las estimaciones más bajas de biomasa reproductora). El nivel constante de reclutamiento fue relativamente constante. Al igual que en 2008, la desviación estándar de la variabilidad del reclutamiento, σ_R , para cada replicación de *bootstrap* se estableció como igual a la estimación de máxima verosimilitud (~0,43).

La relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt se ajustó a las estimaciones del tamaño del stock reproductor y del reclutamiento para las clases anuales¹ de 1970-2005 por medio de la máxima verosimilitud (error lognormal). El Grupo acordó establecer el alcance de la variabilidad del reclutamiento, σ_R , para cada replicación de *bootstrap* igual a la estimación de máxima verosimilitud (~0,43). Al igual que en 2008, se permitió que el reclutamiento futuro se desviara de su valor previsto como un proceso autocorrelacionado multiplicativo (lognormal) de primer orden. Generalmente, se prefiere la estructura lognormal porque no admite reclutamientos negativos y porque permite que la varianza en el reclutamiento aumente con respecto a su valor previsto. Se estimó que el parámetro de autocorrelación (ρ) era igual a 0,52 para el caso base del VPA.

Las estimaciones de reclutamiento del VPA para 2007-2009 fueron sustituidas por valores generados a partir de la relación stock-reclutamiento ajustada que subyace en la proyección (para los escenarios de reclutamiento tanto alto como bajo). El número por edad y la mortalidad por pesca por edad para las edades 1-3 al inicio de 2007 fueron por tanto recalculados proyectando estos reclutamientos generados hacia adelante con las capturas por edad conocidas. El reclutamiento parcial proyectado (que combina los efectos de la selectividad del arte y la disponibilidad de los peces por edad) fue calculado a partir de los valores de la media geométrica de la mortalidad por pesca por edad para los años 2006-2008 (reescalados hasta un máximo de 1,0).

La edad media del grupo plus al comienzo de las proyecciones se calculó partiendo del peso medio observado del grupo plus en el último año del VPA invirtiendo la curva de crecimiento. A continuación, se actualizó la edad media del grupo plus en los años subsiguientes de la proyección y se calculó el peso medio del grupo plus a partir de la edad media actualizada mediante la utilización de la curva de crecimiento (tal y como se hizo en 2008). De este modo, el peso medio del grupo plus puede crecer con reducciones en la tasa de mortalidad por pesca.

Se asumió que la captura proyectada para 2010 era igual a 1.800 t [Rec. 08-04]. Para los años posteriores a 2010, se continuaron las proyecciones utilizando varios niveles de captura constante con la restricción de que la F plenamente seleccionada se limitó para que no superara 2yr-1.

¹ Hay un acuerdo común sobre la definición de "reclutamiento" como el número de peces de edad 1 y de "fuerza de la clase anual" como el número de peces de edad 0. El "reclutamiento" para el año y es, por tanto, la misma cohorte que la clase anual para el año y-1.

Se llevaron a cabo proyecciones a medio plazo para cubrir el plazo del plan de recuperación (2019). El tamaño del stock reproductor proyectado se expresó en relación con el tamaño del stock reproductor asociado con RMS y $F_{0,1}$ (es decir, B_{RMS} y $B_{0,1}$) para el escenario de reclutamiento adecuado. La B_{RMS} se utilizó como nivel de referencia para la recuperación porque es el objetivo del actual Plan de recuperación.

6.2.2 Resultados

El Grupo observó que el reclutamiento esperado cuando la biomasa reproductora alcanza la B_{RMS} era mucho menor con el escenario de dos líneas (85.000 t) que con el escenario de Beverton-Holt (270.000 t), con unas estimaciones correspondientemente menores de RMS y B_{RMS}. Sin embargo, el escenario de dos líneas y el escenario de Beverton-Holt predicen niveles casi idénticos cuando los tamaños del stock reproductor son pequeños (entre 5.000 y 12.500 t).

Las proyecciones de SSB del VPA de base se realizaron hasta 2019 inclusive, con capturas constantes de 0 t, 250 t, 500 t, 750 t, 1.000 t, 1.250 t, 1.500 t, 1.750 t, 2.000 t, 2.250 t, 2.500 t, 2.750 t, 3.000 t, 3.250 t y 3.500 t. En la **Tabla 12** se presentan los niveles de referencia para el caso base. Los resultados con el escenario de bajo reclutamiento (**Figura 65**) indican que hay una probabilidad superior al 50% de que el stock se halle actualmente en niveles iguales o superiores al objetivo del Convenio (SSB_{RMS} = 12.250 t). Se predijo que una captura total inferior a 2.500 t tendría una posibilidad de más del 50% de mantener los objetivos del Convenio de evitar la sobrepesca y de mantener el stock en los niveles de RMS hasta 2019, inclusive. La perspectiva con el escenario de bajo reclutamiento (**Figura 66**) es muy diferente, e indica que el stock está actualmente sobrepescado y está siendo objeto de sobrepesca. Dado que el objetivo de recuperación es más elevado (SSB_{RMS} =82.200 t), se requeriría una captura total por debajo de 1.500 t para detener la sobrepesca antes en 2011-2012, pero no se prevé que el stock se recupere antes de 2019 incluso sin pesca.

Los resultados son sensibles a las referencias de ordenación seleccionadas. También se examinó un punto de referencia aproximado alternativo, $F_{0,1}$ (**Figuras 65** y **66**). Las mediciones del estado del stock proyectado (con respecto a SSB y F) en los dos escenarios de reclutamiento se asemejan más cuando se utiliza $F_{0,1}$ como referencia de ordenación que cuando se utiliza F_{RMS} . El Grupo también constató que $F_{0,1}$ es utilizada a menudo como una aproximación prudente para F_{RMS} por otros grupos de evaluación de stock, especialmente cuando se tienen pocos conocimientos de la relación stock-reclutamiento.

Para conseguir una posibilidad del 60% de mantener los objetivos de ordenación del Convenio (**Figura 67**) hasta 2019 inclusive, para el escenario de bajo reclutamiento se requieren capturas inferiores a 2.500 t. Con el escenario de reclutamiento alto se requiere una captura total inferior a 1.250 t para poner fin a la sobrepesca en 2011-2012, pero no se espera que el stock se recupere desde ahora hasta 2019, incluso sin pesca.

La **Tabla 13** resume la posibilidad de que varias políticas de captura constante permitan la recuperación con los escenarios de reclutamiento alto y bajo. La **Tabla 14** resume de forma similar la posibilidad de que varias políticas de captura constante terminen con la sobrepesca. El modelo del caso base con el escenario de bajo reclutamiento sugiere que existe una posibilidad del 50% de recuperación del stock en 2019 y que capturas de 2.000 t o menos tendrían más del 60% de posibilidades de recuperación. Si el escenario de reclutamiento alto es correcto, entonces el stock occidental no se recuperaría en 2019 incluso sin capturas, aunque se espera que capturas de 1.500 t o menos pongan fin a la sobrepesca e inicien la recuperación

En las **Figuras 68** y **69** se presentan los resultados de la proyección en forma de diagrama de superficie de Kobe II que permite inferir el estado futuro del stock para cualquier TAC o nivel de probabilidad. Se acordó también que sería útil presentar los resultados para los escenarios de reclutamiento alto y bajo combinados con el fin de reflejar mejor la opinión del Grupo de que no existen pruebas de peso que respalden una hipótesis de reclutamiento frente a la otra (**Figura 70**).

El Grupo constató que la estimación del estado del stock con el escenario de bajo reclutamiento (ligeramente por encima del objetivo del Convenio) es más optimista que la de la evaluación de 2008, debido sobre todo al cambio en la composición por edad percibida debido al uso de la curva de crecimiento de 2009. Sin embargo, la estimación con el escenario de alto reclutamiento es muy similar a la de 2008 (muy por debajo del objetivo del Convenio). Tal y como se expuesto antes, siguientes existiendo considerables incertidumbres para la perspectiva del stock occidental, sobre todo en relación con la mezcla y la eficacia de las medidas de ordenación en el stock oriental.

7 Recomendaciones

7.1 Recomendaciones de investigación

- El Grupo reiteró la importancia de obtener información independiente de la pesquería mediante un programa de marcado de gran escala y de desarrollar de índices de abundancia independientes de las pesquerías para realizar un seguimiento mejor de las tendencias en la biomasa y para estimar mejor las tasas de mortalidad por pesca. Además, la información independiente de la pesquería es crucial para evitar los sesgos que se derivan de las reglamentaciones de ordenación en los modelos basados en las capturas y CPUE.
- El Grupo reiteró que es esencial obtener muestras representativas de otolitos y otros tejidos de las principales pesquerías en todas las zonas. Las pocas muestras disponibles se han recopilado de forma oportunista, sobre todo en los últimos años y en su mayor parte en las pesquerías de las aguas frente a América del Norte. Los otolitos, espinas y vértebras pueden utilizarse para obtener estimaciones directas de la composición por edad de la captura, evitando los sesgos asociados con la determinación de la edad a partir de la talla. Además los datos de microelementos de otolitos pueden ser muy útiles para determinar el origen del stock con una precisión relativamente alta, y por tanto, podrían ser un factor clave para mejorar nuestras genéticas de los mismos ejemplares, lo que potencialmente podría dar lugar a pruebas más precisas y menos costosas del origen del stock. En términos de análisis de la mezcla es importante identificar también las colecciones de otolitos existentes recogidos en periodos históricos (años setenta y ochenta) para comprender cómo han cambiado las proporciones de origen del stock en la captura.
- También es necesario realizar trabajos de investigación sobre la estructura de la población de atún rojo para resolver incertidumbres clave en la evaluación de stock. Esto implicaría desplegar un ingente esfuerzo de marcado que podría realizarse bajo el auspicio del GBYP:
- El Grupo recomendó que se realicen trabajos, posiblemente en el marco del GBYP, para verificar los supuestos actuales sobre la edad de madurez y los principales rasgos biológicos y reproductivos de ambos stocks, el stock del Atlántico este y Mediterráneo y el stock del Atlántico occidental.
- Se sugirió que se ampliase el ámbito del estudio genético descrito en el documento SCRS/2010/118 aumentando el número de muestras y de SNPS, para permitir una tipificación de las muestras de todo el Atlántico.
- Se recomienda que se analicen los datos históricos de captura y esfuerzo del Atlántico oeste de la flota palangrera japonesa, por zonas principales y grupos de años que muestren una distribución coherente del esfuerzo, en vez de considerando sólo las capturas declaradas de atún rojo. Las principales zonas de interés son el Golfo de México, las aguas frente a la costa de Brasil y las zonas Florida-Bahamas desde 1960 hasta la década de los ochenta, inclusive.

7.2 Recomendaciones de ordenación

Atún rojo del Este

En la [Rec. 09-06] la Comisión estableció el total admisible de captura (TAC) para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo en 13.500 t para 2010. Además, en dicha Recomendación, la Comisión requería al SCRS que facilitase la base científica para que la Comisión pueda establecer un plan de recuperación de tres años para 2011-2013, con el objetivo de alcanzar la B_{RMS} con al menos una probabilidad del 60% desde ahora hasta 2023.

En la **Tabla 11** y la **Figura 64** se presenta una matriz de estrategia de Kobe II que refleja los escenarios de recuperación del atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo de conformidad con el plan plurianual de recuperación.

La implementación de las reglamentaciones recientes mediante la Rec. 09-06 y recomendaciones anteriores se ha traducido claramente en reducciones en las tasas de captura y mortalidad por pesca. Pero, dado que la pesquería se está adaptando actualmente a estas nuevas medidas de ordenación, el Comité no puede comprender plenamente las implicaciones de las medidas en el stock. La Comisión podría considerar una probabilidad de recuperación diferente a la establecida en la Rec. 09-06 teniendo en cuenta las incertidumbres sin cuantificar. Sin

embargo, el Comité indica que mantener las capturas en el nivel del TAC actual (13.500 t), de conformidad con el programa de ordenación actual para 2011-2013, permitirá probablemente que el stock se incremente durante dicho periodo y es coherente con el objetivo de alcanzar la F_{RMS} y la B_{RMS} con una probabilidad de al menos el 60% desde ahora hasta 2023.

Atún rojo del Oeste

En 1998, la Comisión inició un plan de recuperación de 20 años destinado a lograr la B_{RMS} con al menos un 50% de probabilidades. Como respuesta a las evaluaciones recientes, en 2008 la Comisión recomendó un total admisible de captura (TAC) de 1.900 t para 2009 y 1.800 t para 2010 [Rec. 08-04].

La evaluación actual (2010) indica tendencias históricas similares en la abundancia a las de evaluaciones previas. La fuerte clase anual de 2003 ha contribuido a la productividad del stock, de tal modo que la biomasa se ha incrementado en los últimos años.

La productividad futura del stock, al igual que en evaluaciones anteriores, se basa en dos hipótesis sobre el reclutamiento futuro: un "escenario de reclutamiento alto", en el que el reclutamiento futuro tiene el potencial de conseguir los niveles de principios de los setenta, y un "escenario de reclutamiento bajo" en el que se espera que el reclutamiento futuro se mantenga cerca de los niveles actuales. Los resultados en evaluaciones previas mostraban que las implicaciones a largo plazo para la biomasa futura diferían en las dos hipótesis, y esta cuestión de investigación sigue sin resolverse. Sin embargo, la evaluación actual (2010) se basa en nueva información sobre tasas de crecimiento del atún rojo occidental que han modificado la percepción del Comité de las edades en las que se produce la madurez y la reproducción. Las ojivas de madurez siguen siendo muy inciertas y, por tanto, la aplicación de la nueva información a la evaluación actual (2010) acentúa la diferencia entre las dos hipótesis de reclutamiento.

En la **Tabla 13** se muestra la matriz de estrategia de Kobe II en la que se presentan las probabilidades de alcanzar la B_{RMS} en el periodo de recuperación de la Comisión para niveles de captura alternativos El "escenario de reclutamiento bajo" sugiere que la biomasa es actualmente suficiente para producir el RMS, mientras que el "escenario de reclutamiento alto" sugiere que no se puede alcanzar la B_{RMS} . A pesar de esta gran incertidumbre sobre la futura productividad del stock a largo plazo, en ambos escenarios de reclutamiento: 1) las proyecciones a corto plazo (hasta 2015 inclusive) indican que las capturas actuales (en torno a 1.800 t) deberían permitir que la biomasa siga incrementándose y 2) capturas superiores a 2.500 t darían lugar a descensos en la biomasa en 2015 y las proyecciones a largo plazo indicaban que con capturas superiores a 3.000 t no se alcanzaría el objetivo del Convenio.

Tal y como ha indicado antes el Comité, la productividad tanto del atún rojo del Atlántico occidental como de las pesquerías de atún rojo del Atlántico occidental está vinculada al stock del Atlántico este y Mediterráneo. Por tanto, es probable que las acciones de ordenación emprendidas en el Atlántico oriental y Mediterráneo tengan un impacto en la recuperación del Atlántico oeste, ya que incluso pequeñas tasas de mezcla desde el Este hacia el Oeste pueden tener efectos significativos sobre el Oeste debido al hecho de que el tamaño del recurso del Atlántico este y Mediterráneo es más grande que el del Oeste.

8 Otros asuntos

No se debatieron otros asuntos.

9 Adopción del informe y clausura

El informe fue adoptado por correspondencia.

El Presidente agradeció a los participantes el gran trabajo que habían realizado.

La reunión fue clausurada.

Referencias

- Abid, N. and Idrissi, M. 2010. Updated standardized CPUE of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught by the Moroccan Atlantic traps in the area of influence of the Strait of Gibraltar during the period 1986-2009. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 65(3): 1096-1102.
- Anon. 1997, Report of the ICCAT SCRS Bluefin tuna Stock Assessment Session (Genoa, Italy, September 12-20, 1996). 1996 SCRS Detailed Report on Bluefin Tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. 46(1): 1-186.
- Anon. 1999, Report of the 1998 Atlanatic Bluefin Tuna Assessment Session. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT 49: 1-191
- Anon. 2002, ICCAT Workshop on Bluefin Mixing (Madrid, Spain, September 3-7, 2001). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(2): 262-352.
- Anon. 2003, Report of the 2002 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, July 22 to 30, 2002). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(3): 710-937.
- Anon. 2007, Report of the 2006 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, June 12 to 18, 2006). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(3): 652-880.
- Anon. 2008, Report of the 2008 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, June 23 to July 4, 2008). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(1): 1-352.
- Anon. 2011, Report of the 2010 ICCAT Bluefin Tuna Data Preparatory Meeting (Madrid, Spain, June 14 to 19, 2010. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66 (*in this issue*).
- Baglin, R.E., Jr. 1982, Reproductive biology of western Atlantic bluefin tuna. *Fishery Bulletin*: Vol. 80 No. 1, pp. 121-134.
- Bonhommeau, S., Farrugio, H., Poisson, F., Fromentin, J-M. 2010, Aerial surveys of bluefin tuna in the western Mediterranean Sea: Retrospective, prospective, perspective. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 65(3): 801-811.
- Bousany, A.M, Reeb, C.A., Teo, S.L.H., DeMetrio, G., Block, B.A. 2007, Genetic data and electronic tagging indicate that the Gulf of Mexico and Mediterranean Sea are reproductively isolated stocks of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). Collect. Vol. Vol. Sci. Pap., ICCAT 60(4): 1154-1159.
- Carlsson, J., McDowell, J.R., Carlsson, J.E.L., Graves, J.E. 2007, Genetic identity of bluefin tuna from the eastern and western Atlantic spawning areas. Journal of Heredity 98(1): 23-28.
- Cort, J.L. 1991, Age and growth of the bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.) of the Northwest Atlantic. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 35(2): 213-230.
- Fromentin, J-M. 2004. The 2002 size composition of bluefin tuna catches of the French purse seine compared to those of the early 1990s and 2001. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 56(3): 1182-1188.
- Fromentin, J-M., Arrizabalaga, H., Restrepo, V.R. and Ortiz de Urbina, J. 2007, Estimates of total mortality of eastern Atlantic bluefin tuna based on year-class curves. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(3): 928-936.
- Fromentin, J-M., Farrugio, H., Deflorio, M. and De Metrio, G. 2003, Preliminary results of aerial surveys of bluefin tuna in the western Mediterranean Sea. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(3): 1019-1027.
- Fromentin, J-M., Fonteneau, A. 2001, Fishing effects and life history traits: a case-study comparing tropical *versus* temperate tunas. *Fisheries Research* 53, 133-150.
- Fromentin, J-M., Powers, J.E. 2005, Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish and Fisheries* 6, 281-306.

- Fromentin, J-M. and Restrepo, V.R. 2009, A year-class curve analysis to estimate mortality of Atlantic bluefin tuna caught by the Norwegian fishery from 1956 to 1979. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(2): 480-490.
- García, A., Alemany, F., Velez-Belchi, P., López Jurado, J.L., Cortés, D., de la Serna, J.M., González Pola, C., Rodríguez, J.M., Jansa, J. and Ramírez, T. 2005, Characterization of the bluefin tuna spawning habitat off the Balearic Archipelago in relation to key hydrographic features and associated environmental conditions. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(2): 535-549.
- García, D. Arrizbalaga, H. and Artetxe, I. 2007, Alternatives to the Bay of Biscay juvenile bluefin tuna baitboat index. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(3): 957-975.
- Geromont, H.F. and Butterworth, D.S. 1997, Specifications for the Adapt VPA Code, September 1996 (Revised). Collect Vol. Sci. Pap. ICCAT, 46(2): 321-324.
- Goldstein, J., Heppell, S., Cooper, A., Brault, S. and Lutcavage, M. 2007, Reproductive status and body condition of Atlantic bluefin tuna in the Gulf of Maine, 2000-2002. Marine Biology, 151: 2063-2075.
- Hurley, P.C.F. and Iles, T.D. 1983, Age and growth estimation of Atlantic bluefin tuna *Thunnus thynnus* using otoliths. NOAA-NMFS Tech. Rep. 8 pp. 71-75.
- ICCAT 2010a, *ICCAT Manual* (1st edition), Chapter 2. Description of Species, Section 2.1.5: Atlantic bluefin tuna, pp. 93-111.
- ICCAT 2010b, Report of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS) (Madrid, Spain, October 5 to 9, 2009). *In* Report for Biennial Period, 2008-09 Part II (2009) Vol. 2.
- Kass, R.E. and Raftery. A.E. 1995, Bayes Factors. *Journal of the American Statistical Association*, Vol. 90, No. 430 (Jun. 1995), pp. 773-795.
- Kuikka, S., Hildén, M., Gislason, H., Hansson, S., Sparholt, H., and Varis, O. 1999, Modeling environmentally driven uncertainties in Baltic cod (*Gadus morhua*) management by Bayesian influence diagrams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56: 629-641.
- Legault, C.M., Restrepo, V.R. 1999, A flexible forward age-structured assessment program. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 49(2): 246-253.
- Mather, F.J., Mason, Jr., J.M. and Jones, A. 1995, Historical document: life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna, Pages 165 pp. Miami, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-370.
- McAllister, M., Babcock, E.A., Pitich, E.K. 2001, Using Bayesian methods to improve stock assessment and management of stock rebuilding when there is uncertainty in processes affecting future recruitment. Collect. Vol. Sci. Pap. 52(3): 1078-1093.
- McAllister, M. and Kirchner, C.K. 2002, Accounting for structural uncertainty to facilitate precautionary fishery management: Illustration with Namibian orange roughly. *Bulletin of Marine Science*, Vol. 70, Issue 2 (March 2002), pp. 499-540.
- Millar, R.B. 1987, Maximum likelihood estimation of mixed stock fishery composition. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 583-590.
- Miller, T.J. 2007, A finite-state continuous-time approach to inferring regional movement rates of Atlantic bluefin tuna using conventional tagging studies. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(4): 1109-1131.
- Neilson, J.D. and Campana, S.E. 2008, A validated description of age and growth of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 75(8): 1523-1527.
- Porch, C.E., Turner, S.C., Powers, J.E. 2001, Virtual Population Analyses of Atlantic bluefin tuna with alternative models of transatlantic migration: 1970-1997. 2001. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52(3): 1022-1045.

- Powers, J.E., and Restrepo, V.R. 1992, Additional options for age-sequenced analysis. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 39(3): 540-553.
- Turner, S.C. and Restrepo, V.R. 1994, A review of the growth rate of West Atlantic bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, estimated from marked and recaptured fish. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 42: 170-172.
- Rooker, J.R., Alvarado Bremer, J.R., Block. B.A., de Metrio, G., Corriero, A., Krause, R.T. Prince, E.D., Rodriguez-Marin, E. and Secor, D.H. 2007, Life history and stock structure of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). Reviews in Fisheries Science, 15:265-310.
- Restrepo, V.R., Díaz, G.A., Walter, J.F., Neilson, J. Campana, S. Secor, D. and Wingate, R.L. 2011, Updated estimate of the growth of western Atlantic bluefin tuna. *Aquatic Living Resources*, Vol. 23, Issue 04, pp. 335-342.

TABLEAUX

Tableau 1. Prises estimées (t) de thon rouge du Nord (*Thunnus thynnus*) par zone, engin de pêche et pavillon principaux (au 8 sept. 2010, 9h57). Les cellules ombrées indiquent des différences par rapport aux données officielles de la Tâche I.

Tableau 2. Récents indices de CPUE utilisés dans le calibrage de la VPA dans l'évaluation de 2010 du stock de thon rouge de l'Atlantique Est et la Méditerranée.

Tableau 3. Indices de CPUE historiques utilisés dans le calibrage de la VPA dans l'évaluation de 2010 du stock de thon rouge de l'Atlantique Est et la Méditerranée.

Tableau 4. Description des indices d'abondance disponibles pour l'évaluation du thon rouge de l'Ouest de 2010.

Tableau 5. Spécifications techniques de 18 scénarios d'ADAPT-VPA qui ont fait l'objet d'examens pour le stock de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée (pour obtenir les acronymes des séries de CPUE, consulter le Tableau. 2).

Tableau 6. Clefs des indices utilisés pour le scénario de continuité, le cas de base (scénario 3d) et les scénarios de sensibilité en ce qui concerne le thon rouge de l'Ouest. La désignation *fixé* signifie que la sélectivité a été fixée à une valeur constante sur une gamme spécifiée d'âges. La désignation *pcaa* signifie que la sélectivité a été estimée à partir de la prise par âge partielle. La désignation *alt pcaa* signifie qu'une série de prise par âge alternative partielle a été utilisée afin d'estimer la sélectivité (cf. Appendice 2). Les changements par rapport au scénario antérieur du tableau sont marqués en caractères gras. *Le scénario 1c inclut les valeurs de 2009 pour l'indice palangrier japonais (JLL) de la zone 2.

Tableau 7. Résumé des spécifications de paramètres pour les divers scénarios du modèle réalisés dans l'évaluation du stock de thon rouge de l'Atlantique Ouest.

Tableau 8. Résultats récapitulatifs de scénarios de sensibilité par eustachage (« jack-knife »).

Tableau 9. Schéma de sélection dans la période de projection postulant une mise en œuvre parfaite ou imparfaite de la Rec. 08-05 pour les scénarios 13 et 15 avec une prise déclarée et réajustée.

Tableau 10. Scénarios des projections.

Tableau 11. Probabilités de rétablissement du stock à $SSB_{F0.1}$ par années et niveaux de TAC (les probabilités ont combiné les résultats obtenus à partir des scénarios stochastiques dans les 24 scénarios faisant l'objet d'un examen.

Tableau 12. Paramètres et points de référence pour le thon rouge de l'Ouest. Certaines valeurs n'étaient pas soutenables (p.ex. SSB à F_{MAX}) et sont indiquées avec un tiret.

Tableau 13. Matrice de Kobe II de la probabilité que la biomasse reproductrice atteindra ou dépassera les objectifs de la Convention (niveau de la PME) pour un niveau de capture constant donné et un scénario de recrutement (faible, élevé et combiné).

Tableau 14. Matrice de Kobe II de la probabilité que le taux de mortalité par pêche sera inférieur au niveau qui produirait finalement la prise maximale équilibrée pour un niveau de capture constant donné et un scénario de recrutement (faible, élevé et combiné).

TABLAS

Tabla 1. Capturas estimadas (t) de atún rojo del Norte (*Thunnus thynnus*) por área, arte y pabellón principales (a 8 de septiembre de 2010, 9:57 AM) (las celdas sombreadas indican diferencias respecto a los datos oficiales de Tarea I).

Tabla 2. Índices recientes de CPUE utilizados en la calibración del VPA en la evaluación de 2010 del stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo.

Tabla 3. Índices históricos de CPUE utilizados en la calibración del VPA en la evaluación de 2010 del stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo.

Tabla 4. Descripción de los índices de abundancia disponibles para la evaluación de 2010 de atún rojo del Oeste.

Tabla 5. Especificaciones técnicas de los 18 ensayos del ADAPT-VPA investigados para el stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo (para los acrónimos de las series de CPUE, véase la **Tabla 2**).

Tabla 6. Clave de los índices utilizados para el ensayo de continuidad, el caso base (ensayo 3d) y los ensayos de sensibilidad del atún rojo del Oeste. La designación *fijado* significa que la selectividad se fijó en un valor constante en un rango especificado de edades. La designación *pcaa* significa que la selectividad se estimó a partir de la captura por edad parcial. La designación *alt pcaa* significa que se utilizó una serie de captura por edad parcial alternativa para estimar la selectividad (véase el Apéndice 2). Los cambios respecto al ensayo previo en la Tabla están marcados en negrita. *El ensayo 1c incluye los puntos de datos de 2009 para el índice de JLL del Área 2.

Tabla 7. Resumen de las especificaciones de los parámetros para los diversos ensayos del modelo llevados a cabo en la evaluación del stock de atún rojo del Atlántico oeste.

Tabla 8. Resumen de los resultados de los ensayos de sensibilidad jacknife.

Tabla 9. Patrón de selección en el periodo de la proyección asumiendo una implementación perfecta o imperfecta de la Rec. 08-05 para los ensayos 13 y 15 con la captura declarada e inflada.

Tabla 10. Escenarios de proyección.

Tabla 11. Probabilidades de recuperación del stock en $SSB_{F0.1}$ por años y niveles de TAC (las probabilidades combinaban los resultados obtenidos a partir de los ensayos estocásticos en los 24 escenarios que se estaban investigando).

Tabla 12. Elementos y puntos de referencia para el atún rojo del Oeste, Algunos valores no eran sostenibles (por ejemplo, SSB en Fmax) y se indican con un guión.

Tabla 13. Matriz de Kobe II de la posibilidad de que la biomasa reproductora cumpla o supere los objetivos del Convenio (nivel de RMS) para un nivel determinado de captura constante y un escenario de reclutamiento (bajo, alto y combinado).

Tabla 14. Matriz de Kobe II de la posibilidad de que la tasa de mortalidad por pesca sea inferior al nivel que produciría posiblemente el rendimiento máximo sostenible para un nivel determinado de captura constante y un escenario de reclutamiento (bajo, alto y combinado).

FIGURES

Figure 1. Comparaison de la taille à l'âge estimée selon deux modèles de croissance de von Bertalanffy pour le thon rouge de l'Ouest. Les lignes fines représentent l'augmentation mensuelle de la différence de taille entre les âges et s'utilisent comme limites de l'intervalle des tailles pour la détermination de l'âge de la prise par taille (CAS) afin de produire la matrice d'entrée de la prise par âge des modèles d'évaluation de la VPA.

Figure 2. Prises déclarées et estimées de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée par zone.

Figure 3. Prises déclarées et estimées de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée par engins principaux.

Figure 4. Prise déclarée de thon rouge de l'Atlantique Ouest par année et engins principaux.

Figure 5. Prise annuelle déclarée (barres) de thon rouge de l'Atlantique Ouest et le TAC annuel correspondant (ligne rouge).

Figure 6. Distribution géographique de la prise de thon rouge par carrés de 5°x5° et par engins principaux et décennie.

Figure 7. Poids annuels moyens par engin et totaux du thon rouge de l'Atlantique Est dans la matrice de prise par taille de 2010.

Figure 8. Poids annuels moyens par engin et totaux du thon rouge de l'Atlantique Ouest dans la matrice de prise par taille de 2010.

Figure 9. Prise par taille du thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée par engin, en poids, 2010.

Figure 10. Prise par taille du thon rouge de l'Atlantique Ouest par engin, en poids, 2010.

Figure 11. Prise par âge en poids du stock de thon rouge de l'Atlantique Ouest.

Figure 12. Prise par âge en poids du stock de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée.

Figure 13. Prise par âge en poids du thon rouge de l'Atlantique (Est et Ouest) et de la Méditerranée.

Figure 14. Distributions des fréquences de taille par décennie (colonne) et année (rangée).

Figure 15. Diagrammes des séries temporelles de CPUE utilisées comme indices de calibrage dans les différents scénarios de la VPA en vue d'évaluer le stock de l'Atlantique Est et de la Méditerranée. Toutes les séries de CPUE sont des séries standardisées, sauf l'indice nominal des senneurs norvégiens.

Figure 16. Indices d'abondance utilisés dans le cas de base du modèle VPA du thon rouge de l'Ouest (avec des intervalles de confiance de 95%).

Figure 17. Comparaison des tendances dans les indices d'abondance actualisés pour le thon rouge de l'Ouest (par zone pêchée). La partie en pointillés de la série de la palangre du Japon représente la tendance estimée en 2009, qui n'a pas été considérée fiable.

Figure 18. Estimations de la maturité par âge du thon rouge de l'Ouest. Les lignes tiretées représentent le calendrier de « maturation précoce » inféré des analyses macroscopiques de 11 femelles capturées au large de la Nouvelle Angleterre (Mather et al. 1995). La ligne continue représente le calendrier de « maturation tardive », une fonction logistique ajustée à l'oeil à des estimations inférées de la composition par taille des captures palangrières dans le Golfe du Mexique (taille convertie en âge à l'aide de R-AgeIT) selon le postulat que tous les poissons matures fraient dans le Golfe du Mexique. La méthode dénommée « CAA dans GOM / CAA hors du GOM » postule que toutes les classes de tailles et d'âges sont totalement disponibles aux engins palangriers qui opèrent en dehors du Golfe du Mexique et que tous les poissons matures sont totalement disponibles à l'engin palangrier opérant dans le Golfe du Mexique ; auquel cas la maturité pourrait être estimée en calculant les ratios de la CAA palangrière à l'intérieur du Golfe du Mexique par rapport à ceux en dehors du Golfe du Mexique et en divisant ensuite le vecteur du ratio spécifique de l'âge par le maximum (l'effet de la sélectivité de l'engin étant donc annulé). La méthode dénommée « JLL CAA/NAA » postule que l'engin de palangre qui opère dans le Golfe du Mexique n'est pas sélectif et que les poissons matures sont pleinement disponibles ; auquel cas la maturité peut être estimée en calculant le ratio de la CAA palangrière dans le Golfe du Mexique par rapport aux estimations d'abondance par âge à partir d'une VPA, et en divisant ensuite le vecteur spécifique de l'âge résultant par le maximum. Les méthodes dénommées « courbe de capture 1 » et « courbe de capture 2 » calculent le vecteur de sélectivité par âge pour la flottille palangrière à l'aide d'une approche de courbe de capture appliquée à la composition démographique palangrière en dehors du Golfe du Mexique (en postulant que les poissons plus âgés sur la pente descendante sont pleinement sélectionnés et en inférant la sélectivité de la pente ascendante). La maturité est alors inférée en appliquant les estimations de sélectivité à la composition démographique des prises palangrières dans le Golfe du Mexique et les eaux environnantes (courbe de capture 1) ou seulement dans le Golfe du Mexique (courbe de capture 2). Les différents postulats formulés par les diverses méthodes basées sur la taille ne sont pas nécessairement bien fondés, mais les résultats sont cohérents en ce qu'ils suggèrent que les poissons de moins de 9 ans sont immatures et que la pleine maturité est atteinte entre les âges 14 et 17 (une fois de plus, en postulant que tous les poissons matures fraient dans le Golfe du Mexique). Les âges de maturité précoce et tardive sont considérés comme des limites supérieures et inférieures raisonnables, l'âge véritable se situant entre les deux (selon l'hypothèse de travail actuelle, les thons rouges de l'ouest sont immatures jusqu'à l'âge 8 compris et la pleine maturité est atteinte à l'âge 8 et plus).

Figure 19. Schémas résiduels pour différentes séries de CPUE pour les scénarios 1 à 16 (cf. Tableau 5).

Figure 20. Scénarios rétrospectifs du cas de base 13 (prise déclarée) présentant des séries temporelles de la mortalité par pêche des âges 2-5 (en haut à gauche), de la mortalité par pêche des âges 10+ (en haut à droite), de la SSB (en bas à gauche) et des recrutements (en bas à droite).

Figure 21. Scénarios rétrospectifs du cas de base 15 (prise déclarée) présentant des séries temporelles de la mortalité par pêche des âges 2-5 (en haut à gauche), de la mortalité par pêche des âges 10+ (en haut à droite), de la SSB (en bas à gauche) et des recrutements (en bas à droite).

Figure 22. Séries temporelles de la mortalité par pêche des âges 2-5 (en haut à gauche), de la mortalité par pêche des âges 10+ (en haut à droite), de la SSB (en bas à gauche) et des recrutements (en bas à droite) pour les cas de base des scénarios 13 et 15 (prise déclarée).

Figure 23. Séries temporelles de la mortalité par pêche des âges 2-5 (en haut à gauche), de la mortalité par pêche des âges 10+ (en haut à droite), de la SSB (en bas à gauche) et des recrutements (en bas à droite) des scénarios 17 et 18 (prise déclarée).

Figure 24. Tendances rétrospectives pour le scénario 17 (prise déclarée) présentant des séries temporelles de la mortalité par pêche des âges 2-5 (en haut à gauche), de la mortalité par pêche des âges 10+ (en haut à droite), de la SSB (en bas à gauche) et des recrutements (en bas à droite).

Figure 25. Tendances rétrospectives pour le scénario 18 (prise déclarée) présentant des séries temporelles de la mortalité par pêche des âges 2-5 (en haut à gauche), de la mortalité par pêche des âges 10+ (en haut à droite), de la SSB (en bas à gauche) et des recrutements (en bas à droite).

Figure 26. Séries temporelles de la mortalité par pêche des âges 2-5 (en haut à gauche), de la mortalité par pêche des âges 10+ (en haut à droite), de la SSB (en bas à gauche) et des recrutements (en bas à droite) pour les cas de base des scénarios 13 et 15 (prise réajustée).

Figure 27. Série temporelle de la mortalité par pêche des âges 2-5 (en haut à gauche), de la mortalité par pêche des âges 10+ (en haut à droite), de la SSB (en bas à gauche) et des recrues (en bas à droite) pour les scénarios 17 et 18 (prise réajustée).

Figure 28. Scénarios rétrospectifs du cas de base 13 (prise réajustée) présentant des séries temporelles de la mortalité par pêche des âges 2-5 (en haut à gauche), de la mortalité par pêche des âges 10+ (en haut à droite), de la SSB (en bas à gauche) et des recrues (en bas à droite).

Figure 29. Scénarios rétrospectifs du cas de base 15 (prise réajustée) présentant des séries temporelles de la mortalité par pêche des âges 2-5 (en haut à gauche), de la mortalité par pêche des âges 10+ (en haut à droite), de la SSB (en bas à gauche) et des recrues (en bas à droite).

Figure 30. Scénario rétrospectif 17 (prise réajustée) présentant des séries temporelles de la mortalité par pêche des âges 2-5 (en haut à gauche), de la mortalité par pêche des âges 10+ (en haut à droite), de la SSB (en bas à gauche) et des recrues (en bas à droite).

Figure 31. Scénario rétrospectif 18 (prise réajustée) présentant des séries temporelles de la mortalité par pêche des âges 2-5 (en haut à gauche), de la mortalité par pêche des âges 10+ (en haut à droite), de la SSB (en bas à gauche) et des recrues (en bas à droite).

Figure 32. Diagramme de Kobe de l'état du stock de 2009, réalisations individuelles avec la médiane (en noir).

Figure 33. Estimations de F des âges 11+ découlant de l'analyse de la courbe des classes d'âge des cohortes nées entre 1949 et 1990 et principalement exploitées à partir de la fin des années 1950 à la fin de la première décennie 2000.

Figure 34. Ajustements des régressions linéaires des âges 11 à 19 de la prise partielle par âge des madragues espagnoles entre 1960 et 2009.

Figure 35. Indices d'abondance des âges 2 (à gauche) et 3 (à droite) pour les canneurs, observés et prédits au cours du temps.

Figure 36. Indices d'abondance pour les canneurs d'âge 4 (à gauche) et les madragues espagnoles / marocaines, observés et prédits au cours du temps.

Figure 37. Indices d'abondance de JLL de la zone 5 et de la Méditerranée (à gauche) et de la Méditerranée uniquement, observés et prédits au cours du temps.

Figure 38. Indices d'abondance de JLL du Nord, observés et prédits au cours du temps

Figure 39. Estimations de la biomasse du stock reproducteur réalisées au moyen d'ASAP.

Figure 40. Tendances ASAP du recrutement.

Figure 41. Schéma rétrospectif ASAP.

Figure 42. SSB et recrues ASAP avec et sans BB espagnols de 2008-2009.

Figure 43. Distributions a posteriori de PME et de B_{PME} obtenues selon une distribution uniforme a priori pour le log (k)

Figure 44. Biomasse estimée (a), mortalité par pêche (b), indice prédit et observé de CPUE des palangriers japonais (c) et indice prédit et observé de CPUE des madragues espagnoles/marocaines (d). 5%, 50% et 95% des distributions a posteriori.

Figure 45. Recrues estimées et observées (à gauche) et séries temporelles de post-recrues (à droite) sur la base de l'analyse de Collie-Sissenwine (CSA) utilisant les indices originaux de CPUE.

Figure 46. Recrues estimées et observées (à gauche) et séries temporelles de post-recrues (à droite) sur la base de l'analyse de Collie-Sissenwine (CSA) utilisant les indices échelonnés de CPUE.

Figure 47. Ajustements des indices de CPUE du scénario de continuité de la VPA (ligne continue) et cas de base de la VPA (ligne tiretée) du thon rouge de l'Atlantique Ouest.

Figure 48. Ajustements des indices de la CPUE du cas de base de la VPA (ligne rouge continue), scénarios excluant l'indice canadien de GSL (ligne noire tiretée) et excluant l'indice US RR > 177 cm (ligne bleue alternée) du thon rouge de l'Atlantique Ouest.

Figure 49. Histogrammes des estimations par bootstrap de l'état du stock de 2009. La barre orange représente les valeurs correspondant à l'estimation déterministe du cas de base. La fréquence cumulative est représentée par une ligne rouge continue.

Figure 50. Tendances rétrospectives de la biomasse du stock reproducteur et des recrues (âge 1) selon le modèle de base pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest. La légende indique le nombre d'années retirées du cas de base de 2010.

Figure 51. Schémas rétrospectifs de la mortalité par pêche par âge (FAA) selon le modèle de base pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest. La légende indique le nombre d'années retirées du cas de base de 2010.

Figure 52. Schémas rétrospectifs du nombre par âge (NAA) selon le modèle de base pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest. La légende indique le nombre d'années retirées du cas de base de 2010.

Figure 53. Médiane (ligne continue) des estimations de la biomasse du stock reproducteur, abondance des reproducteurs (âge 9+), mortalité par pêche apicale et recrutement. Les estimations de recrutement 2007-2009 ont été remplacées par des valeurs provenant de la relation S/R à deux lignes. Les lignes tiretées représentent l'intervalle de confiance de 80%.

Figure 54. Estimations annuelles de la biomasse du stock reproducteur (SSB), recrutement et F-ratio du cas de base de 2008 et du cas de base de 2010 et des scénarios de continuité de la VPA. Le cas de base de 2008 et les scénarios de continuité de 2010 incluaient un groupe-plus d'âge 10. Le cas de base de 2010 incluait un groupe-plus d'âge 16.

Figure 55. Estimations annuelles de la biomasse du stock reproducteur (SSB) et du recrutement du cas de base de la VPA et indice de l'analyse par eustachage (*jack-knife*).

Figure 56. Estimations annuelles de la biomasse du stock reproducteur (SSB) et du recrutement du cas de base de la VPA et scénarios de sensibilité sélectionnés. Les caractéristiques principales de chaque scénario sont les suivantes : (base) 16+, F-ratio = 1,0; (2) 20+, F-ratio=1,0; (3b) base avec un F-ratio estimé pour 2 blocs ; (3c) base avec marche aléatoire du F-ratio ; (3e) base avec vecteur M de l'Est ; (3f) base avec une maturité précoce ; (3g) base avec une maturité tardive ; (4) base avec de longues séries temporelles (1960-2009) et indices historiques palangriers japonais.

Figure 57. Relations reproducteur/recrue ajustées au modèle de base de la VPA de 2010. Les formulations à deux lignes et de Beverton-Holt ont été employées pour calculer les points de référence de gestion et pour projeter les dynamiques de population jusqu'en 2019 y compris. Les points représentent les estimations de la VPA.

Figure 58. Etat estimé du stock par rapport aux objectifs de la Convention (PME) par année (de 1970 à 2009). Les lignes représentent les séries temporelles des estimations ponctuelles pour chaque scénario de recrutement et les nuages de symboles représentent les estimations de l'incertitude correspondantes du bootstrap pour l'année la plus récente. Le grand cercle noir représente l'état estimé de 2009 (la moyenne géométrique de la mortalité par pêche de 2006-2008 correspond à l'approximation de F pour 2009).

Figure 59. Etat du stock en 2009 estimé par le scénario de base de la VPA et l'analyse par eustachage (jack-nife) excluant les indices canadien GSL et US RR > 177 cm. Deux types de relations S-R ont été examinés, à savoir un modèle à deux lignes (recrutement faible) et l'option de Beverton - Holt (recrutement fort). Le F actuel est défini comme étant la moyenne géométrique de la mortalité par pêche de 2006 à 2008. Le cercle rempli correspond à la médiane des résultats. Les losanges vides correspondent aux estimations de l'état du stock obtenues à partir de 500 scénarios bootstrap.

Figure 60. Séries temporelles de $SSB/SSB_{F0,1}$ présentant les centiles de 10%, 50% et 90%. Les colonnes correspondent au niveau du TAC et les rangées aux postulats de la VPA (à savoir la prise postulée et la prise faisant l'objet d'un scénario). Les couleurs se rapportent au niveau postulé de recrutement et les types de lignes au succès postulé des mesures techniques.

Figure 61. Séries temporelles de SSB/SSB_{F0,1} présentant les centiles de 60% Les colonnes correspondent au niveau du TAC et les rangées aux postulats de la VPA (à savoir la prise postulée et la prise faisant l'objet d'un scénario). Les couleurs se rapportent au niveau postulé de recrutement et les types de lignes au succès postulé des mesures techniques.

Figure 62. Diagrammes de phase de Kobe de la période 2009-2023. Les colonnes correspondent au niveau du TAC et les rangées aux postulats de la VPA. Les lignes représentent les centiles de 60% de $F/_{F0,1}$ et de SSB/SSB_{F0,1} et correspondent au niveau de recrutement postulé et de succès postulé des mesures techniques.

Figure 63. Probabilité de figurer dans les différents quadrants colorés du diagramme de Kobe pour la période 2009-2023. Les colonnes correspondent au niveau du TAC et les rangées aux postulats de la VPA.

Figure 64. La matrice de Kobe présentant la probabilité de rétablissement du stock par niveau de TAC.

Figure 65. Résultats de la projection du scénario de faible recrutement projeté à différents niveaux de prise constante. Les panneaux inférieurs utilisent comme alternative une valeur de référence approchée ($F_{0,1}$) afin d'illustrer les incidences de la référence de gestion. Ces trajectoires correspondent à la médiane (50%) des résultats de 500 bootstraps.

Figure 66. Résultats de la projection du scénario de recrutement fort projeté à différents niveaux de prise constante. Les panneaux inférieurs utilisent comme alternative une valeur de référence approchée ($F_{0,1}$) afin d'illustrer les incidences de la référence de gestion. Ces trajectoires correspondent à la médiane (50%) des résultats de 500 bootstraps.

Figure 67. Les trajectoires projetées de SSB/SSB_{PME} et de F/F_{PME} à différentes niveaux de capture pour les deux scénarios de recrutement. Ces trajectoires correspondent à une probabilité de 60% d'atteindre un niveau déterminé de SSB/SSB_{PME} ou de F/F_{PME}.

Figure 68. Diagrammes de surface de Kobe II de la probabilité selon laquelle plusieurs politiques de prise constante permettront le rétablissement dans le cadre d'un scénario de recrutement faible. La figure représentée en bas à droite est semblable au diagramme de surface de Kobe II mais présente une trajectoire temporelle de probabilités associée avec un niveau de capture spécifique.

Figure 69. Diagrammes de surface de Kobe II de la probabilité selon laquelle plusieurs politiques de prise constante permettront le rétablissement dans le cadre d'un scénario de recrutement fort. La figure représentée en bas à droite est semblable au diagramme de surface de Kobe II mais présente une trajectoire temporelle de probabilités associée avec un niveau de capture spécifique.

Figure 70. Diagrammes de surface de Kobe II de la probabilité selon laquelle plusieurs politiques de prise constante permettront le rétablissement dans le cadre des scénarios combinés de recrutement faible et de recrutement fort. La figure représentée en bas à droite est semblable au diagramme de surface de Kobe II mais présente une trajectoire temporelle de probabilités associée avec un niveau de capture spécifique.

FIGURAS

Figura 1. Comparación de la talla por edad estimada de acuerdo con dos modelos de crecimiento von Bertalanffy para el atún rojo del Oeste. Las líneas finas representan el aumento mensual en la diferencia de tallas entre edad y se usan como límites de los intervalos de talla para la determinación de edad de la captura por talla (CAS) para producir la matriz de entrada de la captura por edad de los modelos de evaluación VPA.

Figura 2. Capturas declaradas y estimadas de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo por área.

Figura 3. Capturas declaradas y estimadas de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo por artes principales.

Figura 4. Captura declarada de atún rojo del Atlántico oeste por año y artes principales.

Figura 5. Captura anual declarada (barras) de atún rojo del Oeste y TAC anual correspondiente (línea roja).

Figura 6. Distribución geográfica de captura de atún rojo por cuadrículas de 5x5 y por artes principales y década.

Figura 7. Pesos medios anuales por arte y totales del atún rojo del Atlántico este en la matriz de CAS de 2010.

Figura 8. Pesos medios anuales por arte y totales del atún rojo del Atlántico oeste en la matriz de CAS de 2010.

Figura 9. CAS del Atlántico este y Mediterráneo por arte, en peso, 2010.

Figura 10. CAS del Atlántico oeste por arte, en peso, 2010.

Figura 11. CAA en peso del stock de atún rojo del Atlántico oeste.

Figura 12. CAA en peso del stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo.

Figura 13. CAA en peso del atún rojo del Atlántico (este y oeste) y Mediterráneo.

Figura 14. Distribuciones de frecuencia de talla por década (columna) y por año (fila).

Figura 15. Diagramas de las series temporales de CPUE utilizadas como índices de calibrado en los diferentes ensayos del VPA para evaluar el stock del Atlántico este y Mediterráneo. Todas las series de CPUE son series estandarizadas excepto el índice de cerco nominal de Noruega.

Figura 16. Índices de abundancia utilizados en el caso base del modelo VPA del atún rojo del Oeste (con intervalos de confianza del 95%).

Figura 17. Comparación de las tendencias en los índices de abundancia actualizados para el atún rojo del Oeste (por área pescada). La parte discontinua de la serie de palangre japonés representa la tendencia estimada en 2009, que fue considerada no fiable.

Figura 18. Estimaciones de madurez por edad para el atún rojo del Oeste. Las líneas discontinuas representan la ojiva de "madurez temprana" deducida a partir de análisis macroscópicos de 11 hembras capturadas en Nueva Inglaterra (Maher et al., 1995). La línea sólida representa la ojiva de "madurez tardía", una función logística ajustada manualmente a las estimaciones deducidas de la composición por tallas de las capturas de palangre en el Golfo de México (talla convertida a edad utilizando R-AgeIT) bajo el supuesto de que todos los peces maduros desovan en el Golfo de México. El método denominado "CAA en GOM / CAA fuera de GOM" asume que todas las clases de talla y de edad están plenamente disponibles para los artes de palangre que operan fuera del Golfo de México y que todos los peces maduros están plenamente disponibles para los artes de palangre que operan dentro del Golfo de México; en cuyo caso, la madurez puede estimarse calculando las ratios de la CAA de palangre dentro del Golfo de México con las de fuera del Golfo de México y posteriormente dividiendo el vector de la ratio específica de la edad entre el máximo (eliminando así el efecto de la selectividad del arte). El método denominado "JLL CAA/NAA" asume que el arte de palangre que opera en el Golfo de México no es selectivo y que los peces maduros están plenamente disponibles; en cuyo caso la madurez puede estimarse calculando la ratio de la CAA de palangre dentro del Golfo de México con las estimaciones de abundancia por edad procedentes de un VPA y posteriormente dividiendo el vector específico de la edad resultante entre el máximo. Los métodos denominados "curva de captura 1" y "curva de captura 2" calculan el vector de la selectividad por edad para la flota de palangre utilizando un enfoque de curva de captura aplicado a la composición por edad del palangre fuera del Golfo de México (asumiendo que los peces mayores en la parte descendente están totalmente seleccionados y deduciendo la selectividad de la parte ascendente). Posteriormente se deduce la madurez aplicando las estimaciones de selectividad a la composición por edades de las capturas de palangre en el Golfo de México y en aguas cercanas (curva de captura 1) o solo en el Golfo de México (curva de captura 2). Los diferentes supuestos realizados por los diversos métodos basados en la talla no están necesariamente bien fundamentados, pero los resultados son coherentes ya que sugieren que los peces menores de la edad 9 son inmaduros y que el 100% de la madurez se logra en algún punto entre las edades 14 y 17 (asumiendo, una vez más, que todos los peces maduros desovan en el Golfo de México). Las ojivas de madurez temprana y tardía se consideran límites superiores e inferiores razonables, y la verdadera ojiva se encuentra en algún punto entre ellos (la hipótesis actual de trabajo es que el atún rojo del Oeste es inmaduro hasta la edad 8 y 100% maduro en la edad 9 y superiores).

Figura 19. Patrones residuales para las diferentes series de CPUE de los ensayos 1 a 16 (véase la Tabla 5).

Figura 20. Ensayos retrospectivos para el *caso base 13 (captura declarada)* mostrando series temporales de mortalidad por pesca en las edades 2-5 (superior izquierda), mortalidad por pesca en las edades 10+ (superior derecha), SSB (inferior izquierda) y reclutas (inferior derecha).

Figura 21. Ensayos retrospectivos para el *caso base 15 (captura declarada)* mostrando series temporales de mortalidad por pesca en las edades 2-5 (superior izquierda), mortalidad por pesca en las edades 10+ (superior derecha), SSB (inferior izquierda) y reclutas (inferior derecha).

Figura 22. Serie temporal de mortalidad por pesca en las edades 2-5 (superior izquierda), mortalidad por pesca en las edades 10+ (superior derecha), SSB (inferior izquierda) y reclutas (inferior derecha) para los casos base de los ensayos 13 y 15 (*captura declarada*).

Figura 23. Serie temporal de mortalidad por pesca en las edades 2-5 (superior izquierda), mortalidad por pesca en las edades 10+ (superior derecha), SSB (inferior izquierda) y reclutas (inferior derecha) para los ensayos 17 y 18 (*captura declarada*).

Figura 24. Tendencias retrospectivas para el *ensayo 17 (captura declarada)* mostrando series temporales de mortalidad por pesca en las edades 2-5 (superior izquierda), mortalidad por pesca en las edades 10+ (superior derecha), SSB (inferior izquierda) y reclutas (inferior derecha).

Figura 25. Tendencias retrospectivas para el *ensayo 18 (captura declarada)* mostrando series temporales de mortalidad por pesca en las edades 2-5 (superior izquierda), mortalidad por pesca en las edades 10+ (superior derecha), SSB (inferior izquierda) y reclutas (inferior derecha).

Figura 26. Serie temporal de mortalidad por pesca en las edades 2-5 (superior izquierda), mortalidad por pesca en las edades 10+ (superior derecha), SSB (inferior izquierda) y reclutas (inferior derecha) para los casos base de los ensayos 13 y 15 (*captura inflada*).

Figura 27. Serie temporal de mortalidad por pesca en las edades 2-5 (superior izquierda), mortalidad por pesca en las edades 10+ (superior derecha), SSB (inferior izquierda) y reclutas (inferior derecha) para los ensayos 17 y 18 (*captura inflada*).

Figura 28. Ensayos retrospectivos para el *caso base 13 (captura inflada)* mostrando series temporales de mortalidad por pesca en las edades 2-5 (superior izquierda), mortalidad por pesca en las edades 10+ (superior derecha), SSB (inferior izquierda) y reclutas (inferior derecha).

Figura 29. Ensayos retrospectivos para el *caso base 15 (captura inflada)* mostrando series temporales de mortalidad por pesca en las edades 2-5 (superior izquierda), mortalidad por pesca en las edades 10+ (superior derecha), SSB (inferior izquierda) y reclutas (inferior derecha).

Figura 30. Ensayo retrospectivo *17 (captura inflada)* mostrando series temporales de mortalidad por pesca en las edades 2-5 (superior izquierda), mortalidad por pesca en las edades 10+ (superior derecha), SSB (inferior izquierda) y reclutas (inferior derecha).

Figura 31. Ensayo retrospectivo *18 (captura inflada)* mostrando series temporales de mortalidad por pesca en las edades 2-5 (superior izquierda), mortalidad por pesca en las edades 10+ (superior derecha), SSB (inferior izquierda) y reclutas (inferior derecha).

Figura 32. Diagrama de Kobe para la situación del stock en 2009, realizaciones individuales con mediana (negro).

Figura 33. Estimaciones de F para la edad 11+ a partir del análisis de la curva de la clase anual para las cohortes nacidas desde 1949 hasta 1990 y explotadas principalmente desde finales de los 50 hasta finales de 2000.

Figura 34. Ajustes de las regresiones lineales para las edades 11 a 19 en la captura por edad parcial de las almadrabas españolas entre 1960 y 2009.

Figura 35. Índices de abundancia de la Edad 2 (izquierda) y 3 (derecha) para el cebo vivo observados y predichos a lo largo del tiempo.

Figura 36. Índices de abundancia de la Edad 4 (izquierda) para el cebo vivo y las almadrabas españolasmarroquíes observados y predichos a lo largo del tiempo.

Figura 37. Índices de abundancia para el Área 5 y Mediterráneo de JLL (izquierda) y Mediterráneo solo, observados y predichos a lo largo del tiempo.

Figura 38. Índices de abundancia para JLL Norte observados y predichos a lo largo del tiempo.

Figura 39. Estimaciones de ASAP de la biomasa del stock reproductor.

Figura 40. Tendencias de ASAP en el reclutamiento.

Figura 41. Patrón retrospectivo de ASAP.

Figura 42. SSB y reclutas de ASAP con y sin el cebo vivo español 2008-2009.

Figura 43. Distribuciones posteriores de RMS y B_{RMS} obtenidas con una distribución previa uniforme en K logarítmica.

Figura 44. Biomasa estimada (a), mortalidad por pesca (b), índice de CPUE observada y predicha para el palangre japonés (c), índice de CPUE observada y predicha para las almadrabas españolas/marroquíes (d): 5%, 50% y 95% de las distribuciones posteriores.

Figura 45. Reclutas estimados y observados (izquierda) y serie temporal de post re-reclutas (derecha) procedente del *Catch Survey Analysis* (CSA) utilizando los índices de CPUE originales.

Figura 46. Reclutas estimados y observados (izquierda) y serie temporal de post re-reclutas (derecha) procedente del *Catch Survey Analysis* (CSA) utilizando los índices de CPUE escalados.

Figura 47. Ajustes a los índices de CPUE para el caso de continuidad del VPA (línea sólida) y el caso base del VPA (línea discontinua) para el atún rojo del Atlántico oeste.

Figura 48. Ajustes a los índices de CPUE para el caso base del VPA (línea sólida roja), los ensayos sin el índice canadiense del Golfo de San Lorenzo (línea negra discontinua) y sin el índice de Estados Unidos RR > 177 cm (línea azul de rayas y puntos) del atún rojo del Atlántico oeste.

Figura 49. Histogramas de estimaciones de *bootstrap* de la situación del stock de 2009. La barra naranja representa los valores correspondientes a la estimación determinista del caso base. La frecuencia acumulativa se indica con una línea sólida roja.

Figura 50. Tendencias retrospectivas de biomasa reproductora y reclutas (edad 1) a partir del caso base del atún rojo del Oeste. La leyenda indica el número de años eliminados del ensayo base de 2010.

Figura 51. Patrones retrospectivos de mortalidad por pesca por edad (FAA) a partir del caso base del modelo de atún rojo del Oeste. La leyenda indica el número de años eliminados del ensayo base de 2010.

Figura 52. Patrones retrospectivos de números por edad (NAA) a partir del caso base del modelo de atún rojo del Oeste. La leyenda indica el número de años eliminados del ensayo base de 2010.

Figura 53. Mediana (línea sólida) de las estimaciones de la biomasa del stock reproductor, abundancia de reproductores (edad 9+), mortalidad por pesca apical y reclutamiento. Las estimaciones de reclutamiento de 2007-2009 fueron reemplazadas por valores de la relación de dos líneas S-R. Las líneas discontinuas indican el intervalo de confianza del 80%.

Figura 54. Estimaciones anuales de la biomasa del stock reproductor (SSB), reclutamiento y ratio de F para el caso base de 2008, de 2010 y los ensayos de continuidad del VPA. Los ensayos del caso base de 2008 y de continuidad de 2010 tenían un grupo plus de edad 10. El ensayo del caso base de 2010 tenía un grupo plus de edad 16.

Figura 55. Estimaciones anuales de la biomasa del stock reproductor (SSB) y del reclutamiento para el caso base del VPA y el análisis "jack-nife" del índice.

Figura 56. Estimaciones anuales de la biomasa del stock reproductor (SSB) y del reclutamiento para el caso base del VPA y los ensayos de sensibilidad seleccionados. Las características principales de cada ensayo son las siguientes: (base) 16+, ratio de F =1.0; (2) 20+, ratio de F =1.0; (3b) base con la ratio de F estimada para 2 bloques; (3c) base con desarrollo aleatorio de la ratio de F; (3e) base con el vector de M oriental; (3f) base con madurez temprana; (3g) base con madurez tardía; (4) base con serie temporal a largo plazo (1960-2009) y los índices de palangre japonés históricos.

Figura 57. Relaciones reproductor-recluta ajustadas al caso base del VPA de 2010. Las formulaciones de dos líneas y de Beverton y Holt se utilizaron para calcular los puntos de referencia de ordenación y proyectar la dinámica de población hasta 2019, inclusive. Los puntos representan las estimaciones del VPA.

Figura 58. Estado estimado del stock en relación con los objetivos del Convenio (RMS) por año (1970 a 2009). Las líneas proporcionan las series temporales de estimaciones puntuales para cada escenario de reclutamiento y la nube de símbolos describe las estimaciones de la incertidumbre correspondiente del *bootstrap* para el año más reciente. El círculo negro grande representa la situación estimada para 2009 (la media geométrica de mortalidad por pesca durante 2006-2008 es la aproximación para F en 2009).

Figura 59. Estado del stock en 2009 estimado mediante el caso base del VPA y los ensayos de "jack-knife" eliminando los índices del GSL canadiense y de RR > 177 cm de Estados Unidos. Se examinaron dos tipos de relaciones S-R, un modelo de dos líneas (reclutamiento bajo) y la opción de Beverton y Holt (reclutamiento alto). La F actual se define como la media geométrica de la mortalidad por pesca durante 2006-2008. El círculo sólido es la mediana de los resultados. Los rombos vacíos son las estimaciones del estado del stock a partir de 500 ensayos de *bootstrap*.

Figura 60. Serie temporal de SSB/SSB_{F0.1} mostrando los percentiles 10, 50 y 90. Las columnas corresponden al nivel de TAC y las filas a los supuestos del VPA (es decir captura asumida y ensayada), los colores al nivel de reclutamiento asumido y el tipo de línea al éxito asumido de las medidas técnicas.

Figura 61. Serie temporal de $SSB/SSB_{F0.1}$ mostrando el percentil 60. Las columnas corresponden al nivel de TAC y las filas a los supuestos del VPA (es decir captura asumida y ensayada), los colores al nivel de reclutamiento asumido y el tipo de línea al éxito asumido de las medidas técnicas.

Figura 62. Diagramas de fase de Kobe para el periodo 2009 a 2023, las columnas corresponden al nivel de TAC y las filas a los supuestos del VPA. Las líneas son los percentiles 60 de F/F0.1 y SSB/SSBF0.1 y corresponden al nivel de reclutamiento asumido y al éxito asumido de las medidas técnicas.

Figura 63. Probabilidad de situarse en los diferentes cuadrantes de colores del diagrama de Kobe para el periodo 2009 a 2023, las columnas corresponden al nivel de TAC y las filas a los supuestos del VPA.
Figura 64. Matriz de Kobe que muestra la probabilidad de recuperación del stock por nivel de TAC.

Figura 65. Resultados de la proyección para el escenario de reclutamiento bajo proyectado con diferentes niveles de captura constante. Los paneles inferiores usan la referencia de aproximación alternativa F0.1 para ilustrar las implicaciones de esa referencia de ordenación. Estas trayectorias son la mediana (50%) del resultado de 500 *bootstraps*.

Figura 66. Resultados de la proyección para el escenario de reclutamiento elevado proyectado con diferentes niveles de captura constante. Los paneles inferiores usan la referencia de aproximación alternativa F0.1 para ilustrar las implicaciones de esa referencia de ordenación. Estas trayectorias son la mediana (50%) del resultado de 500 *bootstraps*.

Figura 67. Trayectorias proyectadas de SSB/SSB_{RMS} y F/F_{RMS} con diversos niveles de captura para los dos escenarios de reclutamiento. Estas trayectorias corresponden a un 60% de probabilidades de lograr un nivel determinado de SSB/SSB_{RMS} o F/F_{RMS} .

Figura 68. Diagramas de superficie de Kobe II de la probabilidad de que diversas políticas de captura constante permitan la recuperación en el escenario de bajo reclutamiento. La figura inferior derecha es similar al diagrama de superficie de Kobe II, pero dibuja la trayectoria temporal de las probabilidades asociadas a un determinado nivel de captura.

Figura 69. Diagramas de superficie de Kobe II de la probabilidad de que diversas políticas de captura constante permitan la recuperación en el escenario de alto reclutamiento. La figura inferior derecha es similar al diagrama de superficie de Kobe II, pero dibuja la trayectoria temporal de las probabilidades asociadas a un determinado nivel de captura.

Figura 70. Diagramas de superficie de Kobe II de la probabilidad de que diversas políticas de captura constante permitan la recuperación en una combinación de los escenarios de bajo y alto reclutamiento. La figura inferior derecha es similar al diagrama de superficie de Kobe II, pero dibuja la trayectoria temporal de las probabilidades asociadas a un determinado nivel de captura.

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour

Appendice 2. Liste des participants

Appendice 3. Liste des documents

Appendice 4. Spécification d'un âge approprié pour le groupe-plus

Appendice 5. Développement de la prise par âge partielle pour les analyses du thon rouge de l'Atlantique Ouest

Appendice 6. Saisie des données du cas de base de la VPA et fichier de déclaration

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día

Apéndice 2. Lista de participantes

Apéndice 3. Lista de documentos

Apéndice 4. Especificación de una edad adecuada para el grupo plus

Apéndice 5. Desarrollo de la captura por edad parcial para los análisis del atún rojo del Atlántico oeste

Apéndice 6. Datos de entrada del caso base del VPA y archivo de resultados.

TOTAL ATE+MED ATE MED ATW Landings ATE Bait boat Longline Other surf Purse seine Sport (HL+RR) ((Traps MED Bait boat Longline Other surf Purse seine Sport (HL+RR) - 0 Traps ATW Longline Other surf Purse seine Sport (HL+RR) Traps Discards ATW Longline Other surf - 0 Sport (HL+RR) Landings ATE Cape Verde China P.R. Chinese Taipei EU Denmark EU.España EU.France EU.Germany (EU.Greece - 0 EU.Ireland Δ EU.Poland EU.Portugal EU.Sweden EU.United Kingdom Faroe Islands Guinée Conakr Iceland ((Japan Korea Rep. Libva (Maroc NEI (ETRO) NEI (Flag related) Norway Panama Sevchelles Sierra Leone U.S.A MED Albania Algerie -98 China P.R. Chinese Taipe Croatia EU.Cyprus - 0 - 0 EU.España EU.France EU.Greece ((EU.Italy EU.Malta **EU**.Portugal - 0 Iceland Israel ((Japan Korea Ren - 0 - 0 Libya Maroc NEI (Flag related) NEI (MED) NEI (combined) Panama ⁰614

Table 1. Estimated catches (t) of northern bluefin tuna (Thunnus thynnus) by major area, gear and flag (as of Sep. 8, 2010 9:57AM). (Shaded cells indicate differences from official Task I data.)

		Serbia & Montenegro	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Syria Rep.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Tunisie	465	410	290	320	355	301	0	34	0	85	0	0	404	260	376	601	293	307	184	77	153	206	57	52	136	83	66	131	141	262
		Turkey	0	0	0	0	0	0	0	800	400	500	300	300	200	100	0	100	100	1488	310	393	138	22	68	66	34	17	181	177	127	27
		Yugoslavia Fed.	657	531	279	588	654	346	253	382	388	224	109	123	87	277	271	134	246	331	150	301	90	326	200	224	317	155	562	932	1049	756
	ATW	Argentina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	106	271	204	100	100	60	21	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0
		Brasil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	10
		Canada	432	299	368	201	175	133	40	47	38	93	37	120	177	642	996	636	198	230	281	363	1442	1082	477	1018	768	641	846	972	670	245
		Chinese Taipei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	7	2	13	7	2	20	1	0	1	1	49
		Cuba	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	139	465	2352	1351	468	200	0	0	0	0	40	0	1	2	0
		EU.Poland	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0
		EU.Portugal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		EU.United Kingdom	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		FR.St Pierre et Miquelon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Japan	0	0	0	0	0	0	0	30	32	200	339	373	1219	6191	12044	9147	2471	694	272	116	66	1375	321	1097	905	1513	2902	3658	3144	3621
		Korea Rep.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	23	20	8	7	1	0	1
		Mexico	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	29	39	24	37	14	28	22
		NEI (ETRO)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		NEI (Flag related)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Norway	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	63	4	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Panama	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	157	92	58	10
		Sta. Lucia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Trinidad and Tobago	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		U.S.A.	575	797	261	883	648	411	207	469	1137	1277	656	1127	4297	6734	5364	4145	4846	2604	1239	2058	3756	4119	3109	1698	3638	2845	1931	1956	1848	2297
		UK.Bermuda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Uruguay	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Discards	ATW	Canada	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Japan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		U.S.A.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

No																															Г	BFT-o	ssess	Task-I (C	Official)
				1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2008	2009
All Male	TOTAL			20052	19545	23853	24344	26716	24695	21570	20723	27016	23819	26027	29350	34131	36636	48853	49714	53320	49489	42375	35228	36541	37390	37089	33469	33505	37602	32501	36154	26053	22163	25849	21636
ALD ALD ALD ALD ALD ALD	ATE+MED			14250	13774	22408	21802	24427	22010	19247	18220	24118	21061	23247	26429	31849	34268	46740	47291	50807	47155	39718	32456	33766	34605	33770	31163	31381	35845	30689	34516	24054	20228	23849	19701
	MED			4211 10039	3259	6702 15706	8152	17032	4807	4087	4450 13764	17167	5455 15628	17207	0550	24230	9367 24901	0930 39810	9650 37640	38144	33616	28342	9628 22828	23238	24519	23424	23801	23971	9030 26810	23154	26479	16409	13527	16205	13016
Ladie Interime No Ladie No Ladie No No No No No No	ATW			5802	5771	1445	2542	2289	2685	2322	2503	2898	2759	2780	2921	2282	2368	2113	2423	2514	2334	2657	2772	2775	2784	3319	2306	2125	1756	1811	1638	2000	1935	2000	1936
	Landings	ATE	Bait boat	1500	1122	831	1882	2262	2004	1414	1821	1936	1971	1693	1445	1141	3447	1980	2601	4985	3521	2550	1492	1822	2275	2567	1371	1790	2018	1116	2032	1794	1260	1794	1260
benerate No Cond Cond Cond Cond <th< td=""><td>U</td><td></td><td>Longline</td><td>1002</td><td>575</td><td>2705</td><td>2626</td><td>1541</td><td>551</td><td>967</td><td>924</td><td>1169</td><td>962</td><td>1496</td><td>3197</td><td>3817</td><td>2717</td><td>2176</td><td>4392</td><td>4788</td><td>4534</td><td>4300</td><td>4020</td><td>3736</td><td>3303</td><td>2896</td><td>2750</td><td>2074</td><td>2713</td><td>2448</td><td>1706</td><td>2491</td><td>1955</td><td>2491</td><td>1960</td></th<>	U		Longline	1002	575	2705	2626	1541	551	967	924	1169	962	1496	3197	3817	2717	2176	4392	4788	4534	4300	4020	3736	3303	2896	2750	2074	2713	2448	1706	2491	1955	2491	1960
Product Product <t< td=""><td></td><td></td><td>Other surf.</td><td>528</td><td>366</td><td>190</td><td>1426</td><td>948</td><td>536</td><td>972</td><td>668</td><td>1221</td><td>1020</td><td>562</td><td>347</td><td>834</td><td>1548</td><td>932</td><td>1047</td><td>646</td><td>511</td><td>621</td><td>498</td><td>703</td><td>712</td><td>701</td><td>560</td><td>402</td><td>1014</td><td>1047</td><td>502</td><td>187</td><td>366</td><td>187</td><td>298</td></t<>			Other surf.	528	366	190	1426	948	536	972	668	1221	1020	562	347	834	1548	932	1047	646	511	621	498	703	712	701	560	402	1014	1047	502	187	366	187	298
Note No No No No No </td <td></td> <td></td> <td>Purse seine</td> <td>437</td> <td>266</td> <td>655</td> <td>262</td> <td>373</td> <td>86</td> <td>276</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>54</td> <td>46</td> <td>462</td> <td>24</td> <td>213</td> <td>458</td> <td>323</td> <td>828</td> <td>692</td> <td>726</td> <td>1147</td> <td>150</td> <td>884</td> <td>490</td> <td>1078</td> <td>871</td> <td>332</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td>			Purse seine	437	266	655	262	373	86	276	0	0	0	54	46	462	24	213	458	323	828	692	726	1147	150	884	490	1078	871	332	0	0	0	0	0
MED Larbar 11 12 13 12 13 14 14 14 14 14 14 14 14 14 15 </td <td></td> <td></td> <td>Sport (HL+KK) Trans</td> <td>38 706</td> <td>70</td> <td>2309</td> <td>1956</td> <td>2271</td> <td>1630</td> <td>1057</td> <td>1040</td> <td>2624</td> <td>1478</td> <td>2234</td> <td>1522</td> <td>1365</td> <td>1631</td> <td>1630</td> <td>1152</td> <td>1921</td> <td>3982</td> <td>28</td> <td>2859</td> <td>2996</td> <td>3585</td> <td>3235</td> <td>2082</td> <td>8/ 1978</td> <td>2408</td> <td>2588</td> <td>3788</td> <td>3166</td> <td>3118</td> <td>3166</td> <td>3164</td>			Sport (HL+KK) Trans	38 706	70	2309	1956	2271	1630	1057	1040	2624	1478	2234	1522	1365	1631	1630	1152	1921	3982	28	2859	2996	3585	3235	2082	8/ 1978	2408	2588	3788	3166	3118	3166	3164
		MED	Bait boat	0	100	53	0	1699	278	0	0	0	0	2234	148	158	48	0	206	5	4	11	4	0	0	1	9	17	5	0	0	0	0	0	5104
before Add Prote Add Prot Prot Prot Prot Prot P			Longline	253	342	1550	980	1196	1228	678	799	1227	1121	1026	2869	2599	2342	7048	8475	8171	5672	2749	2463	3317	3750	2614	2476	2564	3101	2202	2656	2249	1211	2254	1213
benchr benchr<			Other surf.	640	935	521	674	1738	3211	3544	2762	2870	3289	1212	1401	1894	1607	3218	1043	1197	1037	1880	2976	1067	1096	990	2536	1106	480	301	699	1022	2566	1022	169
bits bits <th< td=""><td></td><td></td><td>Purse seine</td><td>8541</td><td>8529</td><td>12131</td><td>10484</td><td>9888</td><td>11219</td><td>9333</td><td>8857</td><td>11198</td><td>9450</td><td>11250</td><td>13245</td><td>17807</td><td>19297</td><td>26083</td><td>23588</td><td>26021</td><td>24178</td><td>21291</td><td>14910</td><td>16195</td><td>17174</td><td>17656</td><td>17167</td><td>18785</td><td>22475</td><td>20020</td><td>22952</td><td>12858</td><td>9468</td><td>12641</td><td>11345</td></th<>			Purse seine	8541	8529	12131	10484	9888	11219	9333	8857	11198	9450	11250	13245	17807	19297	26083	23588	26021	24178	21291	14910	16195	17174	17656	17167	18785	22475	20020	22952	12858	9468	12641	11345
ArW Ladges 197 189 194 198<			Sport (HL+KK) Trans	00 545	587	8/	194	215	507 760	522	455	838	45/	2142	1/58	951 821	370	1204	3330	2149	2540	1550	1022	730	1321	515	221	1540	0.54	505 120	/8 05	128	139	157	140
beside beside<		ATW	Longline	3973	3879	363	829	832	1245	764	1138	1373	698	739	895	674	696	539	466	547	382	764	914	858	610	730	186	644	425	565	420	606	364	606	366
Pare-size Tese-size Tese-size Tese-size Tese-size Tese-size Size Size Size			Other surf.	131	133	323	514	377	293	166	156	425	755	536	578	509	406	307	384	432	293	342	281	284	202	108	140	97	89	85	63	82	122	82	121
specifii			Purse seine	758	910	232	384	401	377	360	367	383	385	384	237	300	295	301	249	245	250	249	248	275	196	208	265	32	178	4	28	0	11	0	11
Decemb ATM High A 0 <th< td=""><td></td><td></td><td>Sport (HL+RR)</td><td>893</td><td>808</td><td>459</td><td>808</td><td>676</td><td>750</td><td>518</td><td>726</td><td>601</td><td>786</td><td>1004</td><td>1083</td><td>586</td><td>854</td><td>804</td><td>1114</td><td>1029</td><td>1181</td><td>1108</td><td>1124</td><td>1120</td><td>1649</td><td>2035</td><td>1398</td><td>1139</td><td>924</td><td>1005</td><td>1023</td><td>1130</td><td>1251</td><td>1130</td><td>1251</td></th<>			Sport (HL+RR)	893	808	459	808	676	750	518	726	601	786	1004	1083	586	854	804	1114	1029	1181	1108	1124	1120	1649	2035	1398	1139	924	1005	1023	1130	1251	1130	1251
Def-ord O O O O <td>Discards</td> <td>ATW</td> <td>Longline</td> <td>4/</td> <td>41</td> <td>08 ()</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>20</td> <td>514</td> <td>99</td> <td>14</td> <td>119</td> <td>115</td> <td>128</td> <td>211</td> <td>29</td> <td>83</td> <td>138</td> <td>90</td> <td>155</td> <td>123</td> <td>160</td> <td>222</td> <td>10</td> <td>28</td> <td>232</td> <td>181</td> <td>131</td> <td>149</td> <td>100</td> <td>159</td> <td>163</td> <td>159</td> <td>163</td>	Discards	ATW	Longline	4/	41	08 ()	0	0	20	514	99	14	119	115	128	211	29	83	138	90	155	123	160	222	10	28	232	181	131	149	100	159	163	159	163
Serrid Linding AT Cape Veck So 0			Other surf.	0	Õ	0	0	Ő	Õ	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	
Linking ATI Cape Vach 0 0 0 0 <			Sport (HL+RR)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	3	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Library 9 0 10 0 0 0 0 </td <td>Landings</td> <td>ATE</td> <td>Cape Verde</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>10</td> <td>1</td> <td>0</td> <td>10</td> <td>0</td> <td>10</td>	Landings	ATE	Cape Verde	0	0	0	10	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10
ULLDamak 2 1 0 0 0 0 </td <td></td> <td></td> <td>Chinase Tainei</td> <td>5</td> <td>0</td> <td>16</td> <td>2</td> <td>3</td> <td>16</td> <td>107</td> <td>20</td> <td>0</td> <td>100</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>20</td> <td>8</td> <td>61</td> <td>226</td> <td>80 350</td> <td>222</td> <td>80 144</td> <td>08 304</td> <td>39 158</td> <td>19</td> <td>41</td> <td>24 10</td> <td>42</td> <td>/2</td> <td>119</td> <td>42</td> <td>119</td> <td>42</td>			Chinase Tainei	5	0	16	2	3	16	107	20	0	100	0	0	0	0	20	8	61	226	80 350	222	80 144	08 304	39 158	19	41	24 10	42	/2	119	42	119	42
FUL-park 1480 217 287 487 480 550 227 210 890 310 880 530 285 290 290 290 29			EU.Denmark	2	1	0	0	0	37	0	0	1	0	0	0	0	37	20	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
EUFmace 200 153 150 400 642 543 754 400 0			EU.España	2480	2177	2857	4587	4804	3628	2876	2479	4567	3565	3557	2272	2319	5078	3137	3819	6174	6201	3800	3360	3474	3633	4089	2138	2801	3102	2033	3276	2938	2409	2938	2409
EllGence 0 2 0 0 0 0 </td <td></td> <td></td> <td>EU.France</td> <td>260</td> <td>153</td> <td>150</td> <td>400</td> <td>602</td> <td>490</td> <td>348</td> <td>533</td> <td>724</td> <td>460</td> <td>510</td> <td>565</td> <td>894</td> <td>1099</td> <td>336</td> <td>725</td> <td>563</td> <td>269</td> <td>613</td> <td>588</td> <td>542</td> <td>629</td> <td>755</td> <td>648</td> <td>561</td> <td>818</td> <td>1218</td> <td>629</td> <td>253</td> <td>366</td> <td>253</td> <td>366</td>			EU.France	260	153	150	400	602	490	348	533	724	460	510	565	894	1099	336	725	563	269	613	588	542	629	755	648	561	818	1218	629	253	366	253	366
EL.Maxe: 0<			EU.Germany	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	
ELLPhand 0<			EU.Greece FU Ireland	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	21	52	22	0	15	0	0	0	2	0	0	1	0	1
ELI-bangai 24 17 41 174 174 174 27 17 28 20 35 199 712 323 411 44 46 45 61 27 97			EU.Poland	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
EU.SinekEn 0 1 0			EU.Portugal	24	17	41	174	34	29	193	163	48	3	27	117	38	25	240	35	199	712	323	411	441	404	186	61	27	79	97	29	36	60	36	53
EUClimick Kingdom 0 0 0 0 0 0 0 1 <th1< th=""> 1 <th1< th=""> <</th1<></th1<>			EU.Sweden	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Parting Statules 0			EU.United Kingdom	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	1
Leindox 10 0<			Faroe Islands Guinée Conakry	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	330	0	0	0	0/	104	118	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Japan Sep Jisp Str3 Str3 Jisp Jisp <th< td=""><td></td><td></td><td>Iceland</td><td>ů</td><td>0</td><td>0</td><td>ů 0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>ů 0</td><td>0</td><td>0</td><td>Ő</td><td>0</td><td>0</td><td>Ő</td><td>0</td><td>0</td><td>ů</td><td>0</td><td>2</td><td>27</td><td>0</td><td>0</td><td>1</td><td>0</td><td>0</td><td>Ő</td><td>Ő</td><td>0</td><td>ů</td><td>Ő</td><td>0</td><td></td></th<>			Iceland	ů	0	0	ů 0	0	0	0	ů 0	0	0	Ő	0	0	Ő	0	0	ů	0	2	27	0	0	1	0	0	Ő	Ő	0	ů	Ő	0	
Karcea Rep. 0 <th< td=""><td></td><td></td><td>Japan</td><td>880</td><td>515</td><td>2573</td><td>2609</td><td>1514</td><td>420</td><td>739</td><td>900</td><td>1169</td><td>838</td><td>1464</td><td>2981</td><td>3350</td><td>2484</td><td>2075</td><td>3971</td><td>3341</td><td>2905</td><td>3195</td><td>2690</td><td>2895</td><td>2425</td><td>2536</td><td>2695</td><td>2015</td><td>2598</td><td>1896</td><td>1612</td><td>2351</td><td>1904</td><td>2351</td><td>1904</td></th<>			Japan	880	515	2573	2609	1514	420	739	900	1169	838	1464	2981	3350	2484	2075	3971	3341	2905	3195	2690	2895	2425	2536	2695	2015	2598	1896	1612	2351	1904	2351	1904
Lbya 0 0 0 0 0 0 0 0 112 0 <td></td> <td></td> <td>Korea Rep.</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>3</td> <td>0</td> <td>77</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>4</td> <td>205</td> <td>92</td> <td>203</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>6</td> <td>1</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>3</td> <td>0</td> <td>1</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td></td>			Korea Rep.	0	0	0	3	0	77	0	0	0	0	0	0	0	0	4	205	92	203	0	0	6	1	0	0	3	0	1	0	0	0	0	
Next (ETRO) 0 <th< td=""><td></td><td></td><td>Libya Maroc</td><td>161</td><td>177</td><td>003</td><td>365</td><td>171</td><td>0 86</td><td>288</td><td>356</td><td>0 437</td><td>0 451</td><td>408</td><td>531</td><td>562</td><td>415</td><td>720</td><td>678</td><td>5/6</td><td>2068</td><td>23/1</td><td>450</td><td>48/</td><td>2/07</td><td>2565</td><td>1707</td><td>1961</td><td>2405</td><td>4/ 2106</td><td>2418</td><td>10/7</td><td>1000</td><td>10/7</td><td>1000</td></th<>			Libya Maroc	161	177	003	365	171	0 86	288	356	0 437	0 451	408	531	562	415	720	678	5/6	2068	23/1	450	48/	2/07	2565	1707	1961	2405	4/ 2106	2418	10/7	1000	10/7	1000
NEL(Flag related) 0			NEL (ETRO)	0	0	0	0	6	3	4	0	-5	451	74	4	0	415	0	0/8	0	2008	2341	0	0	0	2505	0	0	2405	21)0	2410	0	0	0	1)0)
Norway 282 161 50 1 243 0 31 0 <			NEI (Flag related)	0	Õ	0	Õ	Õ	0	0	0	0	0	0	85	144	223	68	189	71	208	66	0	Õ	Õ	0	Õ	Õ	0	Õ	0	0	0	0	
Panama 117 48 12 0 17 22 11 4 0 <			Norway	282	161	50	1	243	0	31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Seychelles 0			Panama	117	48	12	0	17	22	11	4	0	0	0	0	0	0	1	19	550	255	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
$ \begin{array}{ c c c c c c c c c c c c c c c c c c c$			Seychelles Sierra Leone	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	03	118	2	0	0	0	0	0	0	0	0	
MED Albania 0			U.S.A.	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Algerie 190 220 250 252 254 260 566 420 677 820 782 800 1104 1097 1560 156 157 1947 2142 2330 2012 1710 1586 1208 1530 0388 1511 1311 262 1311 China P.R. 0		MED	Albania	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	
$ \begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $			Algerie	190	220	250	252	254	260	566	420	677	820	782	800	1104	1097	1560	156	156	157	1947	2142	2330	2012	1710	1586	1208	1530	1038	1511	1311	262	1311	
Contrises raper 0			China P.R.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	228	97 700	137	93	49	0	0	0	220	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
EUC.prus 10			Croatia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1418	1076	1058	1410	494	1360	278 1105	906	970	930	529 903	977	1139	828	1017	1022	825	927	767	834	619
EULEpaina 133 354 989 812 2743 1460 701 1178 1428 1645 1822 1392 2165 2018 2741 4607 2588 209 2000 2003 2772 2234 2215 2512 2353 2758 2689 2414 2465 1769 2465 1769 EULFrance 1701 2350 4878 3660 3600 5430 3490 4330 5780 4434 4713 4620 7376 6995 11843 9604 9171 8235 7122 6156 6794 6167 5832 5859 6471 8638 10157 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 2670 3087 373 2670 3087			EU.Cyprus	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	14	10	10	10	10	21	31	61	85	91	79	105	149	110	1	132	2	132	2
EULFrance 1701 2350 4878 3660 5430 3490 4330 5780 4434 4713 4620 7376 6995 11843 9604 9171 8235 7122 6156 6794 6167 5832 5859 6471 8638 7663 10157 2670 3087 2670 3087 EULGreece 0 0 0 11 131 156 159 182 201 175 447 439 886 1004 874 1217 286 248 622 361 438 422 389 318 255 285 350 373 350 373 EUItaly 6272 6017 6658 5865 7140 7199 7576 4007 4110 3783 505 5328 682 7062 1006 9548 4059 3279 3845 4377 4686 4841 4695 4621 2234 2735 2234 2735 2234 2735 2234 2735 2234 2735 2234 2735 <td< td=""><td></td><td></td><td>EU.España</td><td>133</td><td>354</td><td>989</td><td>812</td><td>2743</td><td>1460</td><td>701</td><td>1178</td><td>1428</td><td>1645</td><td>1822</td><td>1392</td><td>2165</td><td>2018</td><td>2741</td><td>4607</td><td>2588</td><td>2209</td><td>2000</td><td>2003</td><td>2772</td><td>2234</td><td>2215</td><td>2512</td><td>2353</td><td>2758</td><td>2689</td><td>2414</td><td>2465</td><td>1769</td><td>2465</td><td>1769</td></td<>			EU.España	133	354	989	812	2743	1460	701	1178	1428	1645	1822	1392	2165	2018	2741	4607	2588	2209	2000	2003	2772	2234	2215	2512	2353	2758	2689	2414	2465	1769	2465	1769
EU.Greece 0 0 0 0 1 131 156 159 182 201 175 447 439 886 10/4 874 1217 286 223 361 438 422 389 318 255 285 373 350 373 EU.Italy 6272 6017 6658 5865 7140 7199 757 4607 4201 4317 4110 3783 5005 5328 6882 7062 10006 9548 4059 3279 3845 4377 4628 4973 4686 4841 4695 4621 2334 2735 2234 2735 EU.Maha 24 32 40 31 21 21 41 36 24 29 81 105 80 251 572 587 399 393 407 447 376 4628 4841 4695 4621 233 234 235 233 235 234 235 234 235 235 234 236 234 236			EU.France	1701	2350	4878	3660	3600	5430	3490	4330	5780	4434	4713	4620	7376	6995	11843	9604	9171	8235	7122	6156	6794	6167	5832	5859	6471	8638	7663	10157	2670	3087	2670	3087
EULINAINA 24 32 40 31 21 21 41 36 24 29 81 105 80 251 572 587 399 393 407 447 376 219 240 256 264 346 263 334 296 263 296 263			EU.Greece	0 6772	0	0	0	0	7100	131	156	159	182	201	175	447	439	886	1004	874	1217	286	248	622	361	438	422	389	318	255	285	350	373	350	373
			EU.Malta	24	32	40	31	21	21	41	4007	4201	+317 29	*110	105	5005 80	251	572	587	399	393	407	447	376	219	+028	255	+000	346	263	334	2234	2155	2254	2155

		FII Portugal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	278	320	183	428	446	274	37	54	76	61	64	0	2	0	0	11	0	0	0	0	
		Iceland	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2/0	0	105	420	110	2/4	0	0	0	01	0	0	0	0	0	0	0	50	0	50	
		Israel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Ianan	119	100	961	677	1036	1006	341	280	258	127	172	85	123	793	536	813	765	185	361	381	136	152	390	316	638	378	556	466	80	18	80	18
		Korea Ren	0	100	0	0	1050	1000	0	200	2.50	127	1/2	0.5	0	0	684	458	591	410	66	0	150	0	0	0	700	1145	26	276	335	102	335	102
		Libva	398	271	310	270	274	300	300	300	300	84	328	370	425	635	1422	1540	812	552	820	745	1063	1941	638	752	1300	1091	1280	1358	1318	102	1318	1082
		Maroc	0	2/1	0	2/0	4	12	56	116	140	295	1149	925	205	79	1092	1035	586	535	687	636	695	511	421	760	819	92	190	641	531	369	531	369
		NEL (Elag related)	0	0	0	0	0	0	0	0	140	2)5	0	0	205	0	427	639	171	1066	825	140	17	0	421	/00	015	0	1)0	0	0	0	0	507
		NEI (MED)	0	0	1	0	19	0	168	183	633	757	360	1799	1398	0	-27	0.57	1/1	1000	025	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		NEI (combined)	0	0	0	0	0	0	100	105	0.55	0	0	0	1570	0	773	211	0	101	1030	1005	100	571	508	610	700	0	0	0	0	0	0	
		Panama	0	0	0	0	0	0	0	72	67	0	74	287	184	467	1/00	1/08	2850	236	1050	1775	10)	0	000	010	105	0	0	0	0	0	0	
		Sarbia & Montanagra	0	0	0	0	0	0	0	12	07	0	/4	207	404	407	14))	1470	2050	230	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Serbia & Montellegio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	50	41	50	41	
		Tunicio	228	218	208	203	307	360	315	456	624	661	406	1366	1105	2132	2773	1807	2202	2200	1745	2352	2184	2/03	2528	701	2376	32/0	2545	2622	2670	1032	2670	1032
		Turkov	201	565	220	557	860	41	60	072	1242	1707	2050	2450	2917	2094	2/15	4220	4616	5002	5900	1200	1070	2475	2200	2200	1075	000	2040	018	2077	665	2075	665
		Turkey Vugoslavia Fed	573	376	486	1222	755	108/	706	6/8	1545	560	2039	2439	2017	0004	00+00	4220	4010	5095	J077 0	1200	10/0	2100	2300	3300	1075	990	000	910	990	005	0/9	005
	ATW	Argontino	575	570	400	1222	155	1004	1,0	040	1525	1	240	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	AIW	Provil	2	2	1	1	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Conodo	224	425	201	422	264	142	72	02	202	610	120	495	442	450	202	576	507	502	505	576	540	524	604	557	527	600	722	401	575	520	575	520
		Chinasa Tainai	324	425	291	455	204	142	15	0.5	393	20	438	465	445	439	392	5/0	397	303	393	5/0	549	524	004	337	357	000	/35	491	3/3	550	3/3	550
		Chinese Taiper	15	/	11	2	0	5	3	4	0	20	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	74	11	10	27	10	0	0	0	0	
		EU Dolond	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	/4	11	19	27	19	0	0	0	0	
		EU.Polaliu EU.Dortuool	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		EU.Poltugai	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		EU.United Kingdom	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	10	0	0	0	2	0	2	2
		FR.St Fiene et Miqueion	2026	2771	202	711	(0)	1002	504	0	1100	469	550	(00	510	501	427	207	120	222	(01	2(5	402	500	5	57	10	265	276	4	402	1(2)	102	1(2)
		Japan Korao Dan	3930	5//1	292	/11	090	1092	364	900	1109	408	550	000	512	361	427	367	450	522	091	505	492	500	575	57	4/0	205	570	2//	492	102	492	102
		Korea Kep.	10	20	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	2	0	14	20	10	12	22	0	10	32	7	7	10	0	10
		MEXICO	10	20	14	0	0	0	0	0	0	20	0	22	17	0	4	0	19	2	0	14	29	10	12	22	9	10	14	1	1	10	/	10
		NEI (EIRO) NEI (Elea related)	0	0	14	1	0	0	0	0	0	50	24	25	1/	0	0	0	0	0	0	420	270	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		NEI (Flag Telateu)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	429	2/0	49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Norway	0	14	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Panama	9	14	12	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Sta. Lucia	0	0	0	0	0	0	0	1	5	2	14	14	14	2	45	9	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		Trinidad and Tobago	1505	1520	0	1204	1220	1 424	0	1252	1200	1492	0	1592	1005	1007	0	1211	1295	1224	1225	1212	1212	1592	1040	0	0	0	0	759	0	10/0	0	10/0
		U.S.A.	1505	1530	807	1394	1520	1424	1142	1352	1289	1485	1030	1582	1085	1237	1103	1311	1285	1554	1235	1213	1212	1585	1840	1420	899	/1/	408	/38	/04	1008	/04	1008
		UK.Bermuda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Oruguay	0	1	5	0	9	10	0	U	2	0	U	1	U	1	U	2	U	U	0	0	0	0	1	0	0	U	0	0	0	0	0	
Discards	ATW	Canada	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	6	16	11	46	13	37	14	15	0	2	0	1	3	1	3
		Japan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		U.S.A.	0	0	0	0	0	0	514	99	102	119	115	128	211	88	83	138	171	155	110	149	176	98	174	218	167	131	147	100	158	160	158	160

Table 2. Recent CPUE indices used in the tuning of the VPA in the 2010 assessment of the East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stock.

series	SP BB 2	CV	SP BB 3	CV	SP BB Ages2&3 comb.	CV	SP TRAP all season	CV	MO TRAP All season	CV	MO SP TRAP All seas.	CV	JPN LL	CV	JPN LL	CV
age	2		3		2-3		10+		10+		10+		6 - 10		4 - 10	
indexing	Number		Number		Weight		Number		Number		Number		Number		Number	
area	East Atlantic		East Atlantic		East Atlantic		East Atlantic		East Atlantic		East Atlantic		East Atlantic & Med		NEast Atlantic	
													Dalta Lagragemal DE		Dalta Lagnarmal RE	
method	Delta lognormal RE		Delta lognormal RE		Delta lognormal RE		Neg. Binom. (log) no RE		Neg. Binom. (log) no RE		Neg. Binom. (log) no RE		Delta Lognormai RE		Delta Lognormal RE	
time of the year	Mid-year		Mid-year		Mid-year		Mid-year		Mid-year		Mid-year		Mid-year		End-year	
source	SCRS/2008/100		SCRS/2008/100		Working Group		SCRS/2010/106		SCRS/2009/198		Working Group		SCRS/2010/124		SCRS/2010/124	
1970																
1971																
1972																
1973					475.37	37										
1974					549.35	39										
1975	213.72	30.15	48.74	30.50	578.55	37							1.90	0.15		
1976	146.32	36.06	63.04	36.00	535.41	38							2.15	0.12		
1977	215.13	30.78	100.63	30.77	803.94	37							3.53	0.14		
1978	75.11	31.07	14.67	32.29	536.42	37							1.50	0.15		
1979	34.67	37.92	71.91	38.09	698.39	37							2.70	0.14		
1980	69.41	41.80	27.20	41.79	734.46	46							1.69	0.16		
1981	94.95	36.70	5.47	36.71	171.46	40	3066.79	29.82			3145.86	58.40	1.63	0.17		
1982	128.09	33.88	42.67	34.39	378.39	39	4127.23	17.18			4151.93	33.70	3.32	0.13		
1983	118.83	31.53	14.60	34.20	1327.25	43	4355.95	17.18			4402.08	33.70	2.12	0.13		
1984	485.62	34.82	126.38	34.81	1510.94	41	4800.50	17.18			4854.68	33.70	1.62	0.12		
1985	382.16	31.14	110.43	30.92	835.48	37	3258.24	17.19			3288.16	33.71	1.75	0.15		
1986	87.36	32.35	24.32	32.33	580.21	40	1159.66	15.22	1474.87	67.16	1556.12	27.05	1.32	0.14		
1987	420.30	31.25	10.80	36.73	793.36	39	1542.05	15.19	1119.43	67.19	1713.63	27.04	2.16	0.13		
1988	51.80	32.27	6.97	37.80	849.48	40	3521.01	15.15	2799.12	67.11	4026.80	27.02	1.35	0.14		
1989	488.14	29.48	8.26	31.76	813.43	36	1886.34	15.18	811.47	48.59	2091.12	25.09	1.05	0.16		
1990	108.78	31.78	40.68	33.17	813.93	36	3893.17	15.15	249.40	31.57	2433.10	22.46	1.41	0.14	0.35	0.32
1991	171.11	31.77	23.88	32.48	672.37	40	2060.71	15.17	1269.30	31.44	2871.90	21.50	1.21	0.13	0.44	0.27
1992	254.59	32.93	12.04	33.36	392.98	41	1880.26	15.18	197.52	34.59	1256.65	22.48	1.03	0.14	0.77	0.16
1993	432.27	33.93	185.98	33.83	1864.38	38	1765.42	15.18	257.63	31.56	1233.91	21.53	1.04	0.14	0.75	0.14
1994	34.84	29.69	44.93	29.64	630.19	38	1670.33	15.19	333.79	34.49	1370.23	22.48	1.12	0.16	0.90	0.16
1995	194.75	28.86	63.03	29.17	1607.43	36	1206.25	15.21	192.33	34.59	888.94	22.50	1.42	0.15	0.95	0.13
1996	167.51	31.04	129.24	32.65	1502.25	36	1838.37	15.18	445.82	34.44	1598.01	22.47	0.50	0.22	2.53	0.13
1997	127.41	30.38	196.79	29.79	1620.72	36	4978.29	15.14	810.95	34.40	3754.01	22.45	0.53	0.21	1.62	0.13
1998	63.56	31.55	50.10	31.64	791.59	37	3398.54	15.15	1515.71	34.37	3950.27	22.44	0.71	0.17	0.85	0.16
1999	3.37	46.98	13.21	38.14	618.75	43	6035.49	15.14	984.14	34.39	4463.56	22.44	0.64	0.22	1.19	0.15
2000	44.40	33.29	34.65	41.61	583.83	36	2719.83	15.16	1318.40	31.44	3411.81	21.50	0.74	0.20	1.22	0.12
2001	336.76	37.79	64.42	40.44	1515.54	46	2181.36	15.17	3122.03	31.42	5907.80	21.49	0.96	0.17	1.44	0.12
2002	359.87	33.42	153.96	35.25	1502.02	37	3079.29	15.16	1869.46	31.43	4240.52	21.50	2.05	0.15	1.11	0.13
2003	83.22	49.42	12.73	53.58	389.33	49	1370.30	17.25	1138.18	31.44	2417.06	22.49	1.70	0.13	1.14	0.14
2004	87.65	33.25	10.71	43.95	993.04	42	1355.19	15.20	445.13	31.50	1319.61	21.53	0.82	0.18	1.03	0.12
2005	134.47	30.57	64.34	34.77	856.22	37	1608.78	15.19	1214.18	31.44	2598.59	21.51	0.88	0.15	0.74	0.11
2006	104.88	38.23	12.37	37.49	638.35	41	2171.93	15.17	901.85	31.45	2456.74	21.51	1.91	0.15	0.87	0.11
2007	23.12	38.11	36.62	36.65	734.34	38	2660.02	15.16	1568.85	31.43	3690.98	21.50	0.94	0.19	0.89	0.11
2008					1102.28	43	2348.80	15.17	847.37	31.45	2455.05	21.51	1.22	0.17	1.06	0.12
2009					686.62	44	3771.89	15.15	965.46	31.45	3330.17	21.50	1.04	0.24	1.54	0.11

Table 3.Historical CPUE indices used in the tuning of the VPA in the 2010 assessment of the East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stock.

series	SP BB historic	CV	series	Norway PS from Task II		
age	1 to 5	•••	age	10 +		
indexina	Weight		indexina	Weight		
area	East Atlantic		area	East Atlantic		
				Nominal		
method	Lognormal RE		method	Nominai		
time of the year	Mid-year		time of the year	_ ?		
source	SCRS/2010/075		source	Task I	Effort	CPUE
1950						
1951						
1952	501.78	17.82				
1953	457.50	24.50	4055	10001	070	22.22
1954	428.84	17.30	1955	13394	370	36.20
1955	496.75	17.35	1956	5313	250	21.25
1950	537.53	17.38	1957	0437	220	28.01
1957	468.33	17.97	1958	3860	100	24.13
1958	356.49	17.32	1959	3241	100	32.41
1959	365.99	18.07	1960	4215	90	40.83
1960	299.89	17.56	1961	8553	100	51.84
1961	269.75	17.33	1962	8730	135	64.67
1962	236.13	17.59	1963	167	100	1.67
1903	309.28	18.91	1964	1461	43	33.98
1904	266.71	17.80	1965	2506	30	69.60
1965	291.83	19.10	1966	1000	28	35.70
1966	306.86	18.21	1967	2015	33	61.06
1907	289.25	20.18	1908	755	32	23.33
1908	393.57	19.70	1969	842	30	28.00
1909	325.86	19.77	1970	470	11	42.76
1970	519.46	21.67	1971	653	10	43.52
1971	373.73	19.78	1972	430	10	43.05
1972	385.24	20.37	1973	421	10	42.15
1973			1974	009	19	43.72
1974			1975	900	20	36.00
1975			1970	325	20	21.10
1970			1079	221	10	42.44
1977			1978	221	10	2.20
19/8			1979	282	10	3.75 20.14
1979			1001	202	14	20:14
1001			1901			
1001			1902			
1002			1903			
1903			1904			
1984			1985			

Table 4. Description of available indices of abundance for the 2010 western bluefin tuna assessment.

	CAN	CAN S	SWNS	US RE	R<145	US RR	66-114	
Age Min (Base Treatment)	13	3	8		1		2	
Age Max(Base Treatment)	16	+	1.	4	5		3	
Catch Unit	Num	bers	Num	bers	Num	bers	Num	oers
Effort Unit	Но	ur	Но	ur	Unset = lo Fish	ed)	Fish	g(Hours ed)
Method	Delt Logno	ta- rmal	Del Logno	ta- ormal	Delta-F	oisson	Delta-P	oisson
Months Covered	Aug 1 -	Oct 31	Aug 1 -	Oct 31	June	Sept	June-	Sept
Area Covered	Canada of St. La	- Gulf wrence	Canada Nova	a - SW Scotia	NE UNITE	D STATES	NE UNITEI) STATES
Updated Since Last Assessment	YE	S	YI	ES	N	D	YE	s
	CONTI	NUITY	CONTI	NUITY	CONTI	NUITY	CONTIN	NUITY
USED FOR IN ASSESSMENT	BA	SE	BA	SE	BA	SE	BAS	SE
	190 SENSIT	50 IVITY	19 SENSIT	60 TVITY	1960 SENS	SITIVITY	1960 SENS	ITIVITY
	CAN	GLS	CANS	WNS	US RF	R<145	US RR	66-114
YEAR	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV
1960	-		-	-	-	-	-	-
1961	-	-	-	-	-	-	-	-
1962	-	-	-	-	-	-	-	-
1963	-	-	-	-	-	-	-	-
1964	-	-	-	-	-	-	-	-
1965	-	-	-	-	-	-	-	-
1966	-	-	-	-	-	-	-	-
1967		-		-	-	-	-	-
1969		-	-	-	-	-	-	-
1970	- I	-	-	-	-	-	-	-
1971	-	-	-	-	_	-	-	-
1972	-	-	-	-	-	-	-	-
1973	-	-	-	-	-	-	-	-
1974	-	-	-	-	-	-	-	-
1975	-	-	-	-	-	-	-	-
1976	-	-	-	-	-	-	-	-
1977	-	-	-	-	-	-	-	-
1978	-	-	-	-	-	-	-	-
1979	-	-	-	-	-	-	-	-
1980	1 750	-	-	-	0.799	0.430	-	-
1981	1.750	0.088	-	-	0.399	0.320	-	-
1982	1.541	0.108	_	-	1 1 1 4	0.350	_	_
1984	1.319	0.148	-	-	-	-	-	-
1985	0.443	0.211	-	-	0.630	0.640	-	-
1986	0.383	0.353	-	-	0.778	0.430	-	-
1987	0.337	0.231	-	-	1.219	0.400	-	-
1988	0.576	0.268	2.005	0.222	0.988	0.380	-	-
1989	0.530	0.223	3.122	0.123	0.988	0.430	-	-
1990	0.276	0.268	2.250	0.124	0.904	0.340	-	-
1991	0.540	0.213	1.270	0.139	1.261	0.350	-	-
1992	0.550	0.139	1.208	0.115	0.820	0.420	-	-
1993	0.732	0.168	0.468	0.114	-	-	1.272	0.308
1994	0.259	0.092	1.198	0.104	-	-	0.245	0.000
1995	0.845	0.073	0.907	0.105	-	-	1 707	0.259
1997	0.272	0.074	0.203	0.122	_	-	2,559	0.225
1998	0.483	0.062	0.425	0.114	-	-	1.537	0.255
1999	0.815	0.050	0.832	0.120	-	-	1.098	0.352
2000	0.641	0.056	0.203	0.130	-	-	0.975	0.533
2001	0.571	0.050	0.573	0.109	-	-	0.421	0.364
2002	0.750	0.056	0.485	0.126	-	-	0.947	0.330
2003	0.753	0.055	1.561	0.213	-	-	0.434	0.281
2004	1.757	0.047	0.558	0.130	-	-	1.731	0.228
2005	1.402	0.040	0.678	0.146	-	-	1.534	0.234
2006	1.281	0.060	0.780	0.120	-	-	0.576	0.340
2007	2.418	0.066	0.765	0.127	-	-	0.580	0.259
2008	1.820	0.141	0.976	0.132			0.228	0.367
2009	4.080	0.098	1.245	0.147			0.335	0.544

Age Min 4 6	10	0.0000
	10	10
Age Max 5 8	16+	16+
Catch Unit Numbers Numbers	Numbers	Numbers
Effort Unit Offset = log(Hours log(Hours Fished) Fished) Fished	fset = log(Hours Fished)	Offset = log(Hours Fished)
Method Delta-Poisson Delta-Poisson	Delta-Poisson	Delta-Poisson
Months Covered June-Sept June-Sept	June-Sept	June-Sept
Area Covered NE UNITED STATES NE UNITED NE I	INITED STATES	NE UNITED
Undeted Since Lost Accessment VES NO	NO	STATES
CONTINUITY (CONTINUITY	110
USED FOR IN ASSESSMENT BASE NOT USED	BASE	NOT USED
1960 SENSITIVITY 196	0 SENSITIVITY	
	110 PD 405	US RR>195
US KR115-144 US KR145-177	US RR>195	
1960	DEX CV	INDEX CV
1961		
1962		
1963		
1964		
1965		
1966		
1968		
1969		
1970		
1971		
1972		
1973		
1975		
1976		
1977		
1978		
1979		
1982		
1983 2.5	805 0.100	2.544 0.248
1984 1.2	0.188	0.961 0.426
1985 0.8	857 0.300	0.736 0.559
	503 1.097	0.433 1.300
	0.470 0.470 0.470	0.796 0.596
1989 0.*	763 0.364	0.583 0.599
1990 0.6	626 0.335	0.482 0.638
1991 0.8	820 0.284	0.612 0.573
	0.276	0.741 0.495
1993 2.137 0.446 0.311 3.143		0.525 0.786
$\begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$		1 104 0 437
1996 0.656 0.491 0.697 2.717		1.543 0.461
1997 0.244 0.601 0.461 3.046		1.405 0.572
1998 0.876 0.385 0.362 3.455		1.347 0.424
1999 0.848 0.471 1.071 2.060		1.458 0.464
2000 1.894 0.565 0.961 2.064		0.888 0.553
$\begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$		
2003 0.470 0.362 -		
2004 0.502 0.389		
2005 0.585 0.391		
2006 1.196 0.350		
2000 0.005 0.501 2009 0.560 0.422		

Table 4. (Cont.)

	LIS DE	N177	ILL AREA	2 (WEST)	ILL APE	(31+32)	ILL ARE	A 17+18	JLL BE	61-55
Age Min	0.5 KR	~ _ / /	2	- (11201)	JEL AND	2	3111 AKE		2	
Age May	16	+	16	+	1	- 6+	16	+	16	+
Catch Unit	Num	bers	Numł	Ders	Num	bers	Num	bers	Numl	bers
Effort Unit	Offset - log(H	ours Fished)				berb				
Method	Dolta_P	oisson	Delta-log	normal	Delta-lo	mormal	Delta-log	mormal	Nomi	inal
Months Covered	June-	Sent	Detta-log	normai	Dena-10	gnormai	Dena-log	normar	TOIL	mai
Area Covered	NE UNITE	Sept								
Area Covered	NE UNITED	J STATES	N/D	5	3/1	D0	VE	6	VE	C
Updated Since Last Assessment	TE	<i>S</i>	YE	5	Y.	20	YE	.5	YE	3
USED FOR IN ASSESSMENT	CONTR		CONTIN		NOT	USED	NOT I	ISED	NOT I	SED
USED FOR IN ASSESSMENT	1960 SENS	SE SITIVITY	1960 SENS	ITIVITV	noi	COLD	nore	JSED		SED
	LIS DE	>177		2 (WEST)	ILL ADE	2 (21 + 22)	ПІ АРБ	A 17:18	ILLBE	61-55
VEAD			INDEX	2 (WEST)	INDEX	CV	INDEX	CV CV	INDEV	CV
1060	INDEA	CV	INDEA	Cv	INDEA	CV	INDEA		INDEA	CV
1960	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1961	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1962	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1965	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1065		-		-	_	-	_	-		-
1066		-		-	_	-	_	-		-
1967		-		-	_	-	_	-		-
1068		-		-	-	-	_	-		-
1060		-		-	_	-	_	-		-
1909		-		-	_	-		-		-
1970		-				_		_		-
1971		-		_	_	-				_
1972	_	_		-	_		_			_
1973	_	_		-	_		_			_
1975	_	_		-	_		1.830	0.145		_
1975	_	_	0.632	0.417	_		2.069	0.121		_
1970	-	-	2.329	0.205	-	-	3.463	0.137	-	-
1978	_	_	1 147	0.205	_	-	1 506	0.147	_	_
1979	_	_	0.793	0.242	_	_	2 676	0.135	_	-
1980	-	-	1.445	0.200	-	-	1.688	0.160	-	-
1981	_	_	1.838	0.149	_	-	1.610	0.167	_	_
1982	-	-	0.687	0.239	-	-	3.289	0.128	-	-
1983	-	-	0.300	0.332	-	-	2.116	0.127	-	-
1984	-	-	0.919	0.213	-	-	1.618	0.119	-	-
1985	-	-	1.052	0.207	-	-	1.753	0.146	-	-
1986	-	-	0.079	0.578	-	-	1.325	0.132	-	-
1987	-	-	0.686	0.262	-	-	2.153	0.129	-	-
1988	-	-	1.047	0.202	-	-	1.353	0.134	-	-
1989	-	-	0.872	0.212	-	-	1.044	0.156	-	-
1990	-	-	0.721	0.240	0.377	0.320	1.399	0.133	-	-
1991	-	-	0.723	0.257	0.512	0.294	1.213	0.129	-	-
1992	-	-	1.106	0.210	0.932	0.167	1.030	0.135	-	-
1993	0.900	0.258	1.090	0.225	0.805	0.150	1.039	0.136	-	-
1994	0.994	0.250	1.017	0.218	1.000	0.169	1.110	0.154	-	-
1995	1.426	0.226	0.755	0.285	1.017	0.138	1.391	0.146	-	-
1996	2.492	0.264	2.238	0.198	2.495	0.137	0.484	0.221	-	-
1997	1.086	0.344	1.407	0.247	1.342	0.136	0.521	0.212	-	-
1998	1.451	0.270	0.663	0.281	0.667	0.182	0.700	0.171	-	-
1999	1.589	0.283	0.726	0.300	1.009	0.174	0.628	0.223	-	-
2000	0.762	0.256	0.900	0.264	1.055	0.122	0.711	0.203	-	-
2001	1.610	0.270	0.577	0.389	1.258	0.134	0.942	0.166	-	-
2002	2.116	0.257	0.668	0.298	0.952	0.141	2.018	0.141	-	-
2003	0.435	0.336	0.654	0.385	1.068	0.146	1.682	0.127	-	-
2004	0.527	0.309	0.596	0.373	0.991	0.123	0.814	0.180	-	-
2005	0.441	0.323	0.709	0.219	0.724	0.120	0.871	0.143	0.943	-
2006	0.321	0.444	1.227	0.222	0.939	0.115	1.853	0.143	0.694	-
2007	0.262	0.446	1.883	0.222	0.877	0.118	0.712	0.195	0.821	-
2008	0.372	0.437	0.730	0.353	1.021	0.119	1.206	0.164	1.541	-
2009	0.216	0.515	1.785	0.328	1.490	0.119	1.030	0.236	0.943	-

Table 4. (Cont.)

1	ЛГ	SOM	LARVAL ZEF	RO INFLATED	US PLL	GOM 1 - 6	TAGG	ING	JLL Florid	la Historic	JLL Braz	il Historic
Age Min	SEL S				COTLE	8	1	110	JLL HOIR	9	JEE DIaz	9
Age Max	16	, 	1	, 6.1	1	6-	3		14	, 6.	16	5 5±
Cotch Unit	Num	hore	Index of Spor	ming Diamage	Nur	nhore	Num	2010	Num	hore	Num	hore
Effort Unit	INUIN	DCI S	CPUE - Los	mag blomass	1000	Hooka	Nulli	5015	INUI	IDCI S	Nui	IDCIS
Enort Unit	D-H-L		CrUE = La		1000 Dalka Lau arith F	HOOKS	-					
Method	Deita-ioş	gnormai	Detta-lognorm	al Zero Inflated	Delta-Lgn with F	Repeated Measures	•		-			•
Covered			Apr 20 -	· May 31	Jan 1 -	May 31	-		-		-	
Area Covered	1		Gulf of	Mexico	Gulf of	f Mexico			Near FL a	nd GOM	Off I	Brazil
Updated Since				inteneo	oun o				i itur i b u		0	- uni
Last	N	0	Y	ES	Y	ES	NO)	N	0	Ν	0
Assessment												
USED FOR IN	CONTI	NUITY	CONT	NUITY	CONT	INUITY	CONTIN	UITY				
ASSESSMENT	BA	SE	BA	SE	BA	ASE	BAS	SE 🛛				
	1960 SENS	SITIVITY	1960 SEN	SITIVITY	1960 SEN	SITIVITY	1960 SENS	ITIVITY	1960 SENS	SITIVITY	1960 SENS	SITIVITY
	JLL (GOM	LARVAL ZEF	RO INFLATED	US PLL	GOM 1 - 6	TAGG	ING	JLL Florid	la Historic	JLL Braz	il Historic
YEAR	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV
1960			-	-	-	-	-	-	-	-	0.580	0.314
1961			-	-	-	-	-	-	-	-	0.700	0.239
1962			-	-	-	-	-	-	-	-	2.406	0.140
1963			-	-	-	-	-	-	-	-	4.566	0.075
1964			-	-	-	-	-	-	6.084	0.094	2.119	0.083
1965	· .		-	-	-	-	-	-	9.762	0.125	0.244	0.150
1966			-	-	-	-	-	-	7.375	0.141	0.111	0.356
1967			-	-	-	-	-	-	1.954	0.462	0.064	0.581
1968			-	-	-	-	-	-	2.481	0.584	0.108	0.511
1969			-	-	-	-	-	-	0.825	1.045	0.023	2.208
1970			-	-	-	-	1065132	0.200	0.050	4.670	0.014	2.082
1971			-	-	-	-	1001624	0.200	1.264	0.463	-	-
1972			-	-	-	-	431955	0.200	-	-	-	-
1973			-	-	-	-	183616	0.200	-	-	-	-
1974	0.968	0.266	-	-	-	-	341589	0.200	-	-	-	-
1975	0.534	0.205	-	-	-	-	554596	0.200	-	-	-	-
1976	0.666	0.207	-	-	-	-	253265	0.200	-	-	-	-
1977	0.913	0.216	2.634	0.492	-	-	257385	0.200	-	-	-	-
1978	0.876	0.225	4.918	0.241	-	-	121110	0.200	-	-	-	-
1979	1.287	0.283	-	-	-	-	98815	0.200	-	-	-	-
1980	1.158	0.265	-	-	-	-	192541	0.200	-	-	-	-
1981	0.553	0.239	0.758	0.438	-	-	337995	0.242	-	-	-	-
1982	-	-	1.387	0.300	-	-	-	-	-	-	-	-
1983	-	-	1.200	0.361	-	-	-	-	-	-	-	-
1984	-	-	0.382	0.566	-	-	-	-	-	-	-	-
1985	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1986	-	-	0.403	0.437	-	-	-	-	-	-	-	-
1987	-	-	0.354	0.476	2.881	0.212	-	-	-	-	-	-
1988	-	-	1.081	0.324	1.500	0.222	-	-	-	-	-	-
1989	-	-	0.768	0.376	2.329	0.218	-	-	-	-	-	-
1990	-	-	0.331	0.340	2.035	0.223	-	-	-	-	-	-
1991	-	-	0.405	0.600	3.284	0.213	-	-	-	-	-	-
1992	-	-	0.525	0.365	0.945	0.224	-	-	-	-	-	-
1993	-	-	0.516	0.681	0.547	0.237	-	-	-	-	-	-
1994	-	-	0.501	0.358	0.404	0.244	-	-	-	-	-	-
1995	-	-	0.349	0.563	0.305	0.251	-	-	-	-	-	-
1996	-	-	0.979	0.528	0.208	0.256	-	-	-	-	-	-
1997	-	-	0.413	0.420	0.316	0.251	-	-	-	-	-	-
1998	-	-	0.124	0.540	0.369	0.250	-	-	-	-	-	-
1999	-	-	0.524	0.538	0.622	0.226	-	-	-	-	-	-
2000	-	-	0.350	0.549	0.705	0.225	-	-	-	-	-	-
2001	-	-	0.399	0.387	0.500	0.239	-	-	-	-	-	-
2002	-	-	0.308	0.662	0.457	0.236	-	-	-	-	-	-
2003	-	-	0.784	0.416	0.754	0.224	-	-	-	-	-	-
2004	-	-	0.557	0.088	0.843	0.221	-	-	-	-	-	-
2005	-	-	0.233	0.326	0.606	0.226	-	-	-	-	-	-
2006	-	-	0.619	0.362	0.439	0.250	-	-	-	-	-	-
2007	-	-	0.258	0.500	1 274	0.231	-	-	-	-	-	-
2008			0.450	0.415	0.03/	0.220						
2007			0.007	0.333	0.704	V.4.34						

,			Constraint on	Constraint on		
	CPUE series	Terminal F specifications	vunnerabilty	Recruitment	F-ratios	Plus Group
Run 1	SpBB old & SpBB ages SpMo TP JpLL NwPS 2 & 3 combined East&Med	All estimated except Age 1 = 0.75 age 2	2 yr (sig = 0.5)	None	U shape (i.e. 2008)	10+
Run 2	same as Run 1	same as Run 1	2 yr (sig = 0.5)	None	All = 1	10+
Run 3	same as Run 1	All estimated	2 yr (sig = 0.5)	None	U shape (i.e. 2008)	10+
Run 4	same as Run 1	same as Run 3	2 yr (sig = 0.5)	None	All = 1	10+
Run 5	SpBB old & SpMo TP JpLL NwPS combined East&Med	Age 4+ estimated, Age 3= 0.8 Age 4; Age 2 = Age 4; Age 1=0.05 Age 4	2 yr (sig = 0.5)	None	U shape (i.e. 2008)	10+
Run 6	same as Run 5	same as Run 5	2 yr (sig = 0.5)	None	All = 1	10+
Run 7	same as Run 5	same as Run 5	2 yr (sig = 0.5)	2 yr (sig = 0.5)	U shape (i.e. 2008)	10+
Run 8	same as Run 5	same as Run 5	2 yr (sig = 0.5)	2 yr (sig = 0.5)	All = 1	10+
Run 9	same as Run 5	same as Run 5	None	2 yr (sig = 0.5)	U shape (i.e. 2008)	10+
Run 10	same as Run 5	same as Run 5	None	2 yr (sig = 0.5)	All = 1	10+
Run 11	SpBB old & SpMo TP JpLL JpLL Neast NwPS combined East&Med	same as Run 5	2 yr (sig = 0.5)	2 yr (sig = 0.5)	U shape (i.e. 2008)	10+
Run 12	same as Run 11	same as Run 5	2 yr (sig = 0.5)	2 yr (sig = 0.5)	All = 1	10+
Run 13	SpBB old & SpMo TP JpLL SpBB ages NwPS combined East&Med 2 & 3	All estimated	3 yr (sig = 0.5)	2 yr (sig = 0.5)	U shape (i.e. 2008)	10+
Run 14	same as Run 13	same as Run 13	3 yr (sig = 0.5)	2 yr (sig = 0.5)	All = 1	10+
Run 15	SpBB old & SpMo TP JpLL SpBB ages NwPS combined East&Med comb	same as Run 13	3 yr (sig = 0.5)	2 yr (sig = 0.5)	U shape (i.e. 2008)	10+
Run 16	same as Run 15	same as Run 13	3 yr (sig = 0.5)	2 yr (sig = 0.5)	All = 1	10+
Run 17	same as Run 14	same as Run 14	same as Run 14	same as Run 14	same as Run 14	16 +
Run 18	same as Run 16	same as Run 16	same as Run 16	same as Run 16	same as Run 16	16 +

Table 5. Technical specifications of the 18 ADAPT-VPA runs investigated for the East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stock (for acronyms of CPUE series, see Table 2).

Index/Run	Cont	1,1a-c	1 <i>d</i>	1e	lf	2	3	За-с	3d (Base)	3e-g	4
CAN GSL ADJ	fixed	fixed	fixed	fixed	fixed	fixed	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa
CAN SWNS	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa
US RR<145	pcaa	pcaa	alt pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa
US RR66-114	pcaa	pcaa	alt pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa
US RR115-144	pcaa	pcaa	alt pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa
US RR>195	pcaa	pcaa	alt pcaa	рсаа	pcaa	pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa
US RR>177	pcaa	pcaa	alt pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa
JLL AREA 2 (WEST)	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa
LARVAL ZERO INFLATED	fixed	fixed	fixed	рсаа	fixed	fixed	fixed	fixed	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa
GOMPLL 1-6	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	alt pcaa	alt pcaa	alt pcaa
JLL GOM	fixed	fixed	fixed	fixed	рсаа	fixed	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa	pcaa
TAGGING	fixed	fixed	fixed	fixed	fixed	fixed	fixed	fixed	fixed	fixed	fixed
JLL Florida Historic											fixed
JLL Brazil Historic											fixed

Table 6. Key to indices used for the western Atlantic bluefin tuna continuity run, base-case (Run 3d), and sensitivity runs. The designation *fixed* means selectivity was fixed at a constant value across a specified range of ages. The designation *pcaa* means selectivity was estimated from partial catch at age. The designation *alt pcaa* means that an alternative partial catch at age series was used to estimate selectivity (see Appendix 2). Changes from the previous run in the table are marked in bold. *Run 1c includes the 2009 data point for the JLL Area 2 index.

Table 7. Summary of the parameter specifications for the various model runs conducted in the assessment of the western Atlantic bluefin stock.

Parameter Specification/Run	Cont	1	1a	1b	1c-f	2	3	За	3b	3c	3d (Base)	3e	3f	3g	4
First Age	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Plus Group Age	10+	12+	12+	12+	12+	20+	16+	16+	16+	16+	16+	16+	16+	16+	16+
First Year	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1970	1960
Last Year	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009
Natural Mortality	0.14 Ages 1+	Like "Cont"	Like "Cont"	Like "Cont"	Like "Cont"	Like "Cont"	Like "Cont"	Like "Cont"	Like "Cont"	Like "Cont"	Like "Cont"	Age 1=0.49; Age 2-5=0.24; Age 6=0.2; Age 7=0.175; Age 8=0.15; Age 9=0.125; Age 10+=0.1	Like "Cont"	Like "Cont"	Like "Cont"
Maturity	Same as 2008: Knife-Edged; 0.0 for ages 0- 7; 1.0 at 8+	2010 Base Assumption: Knife-Edged; 0.0 for ages 0- 8; 1.0 at 9+	Like Run1	Like Run1	Like Run1	Like Run1	Like Run1	Like Run1	Like Run1	Like Run1	Like Run1	Like Run1	Age 1-3 = 0.0; Age 4=0.33; Age 5=0.66; Ages 6+ = 1.0	Ages 1-8=0.0; Age 9=0.01; Age 10=0.02; Age 11= 0.05; Age 12= 0.1; Age 13=0.3; Age 14=0.6; Age 15=0.9; Age 16=1.0	Like Run1
Constraint on Vulnerability (Applied to Last N Years; Std Day First Ago, Last Ago)	3; 0.5; 1-9	3; 0.5; 1-11	Like Run 1	Like Run 1	Like Run 1	Like Run 1	Like Run 1	Like Run 1	Like Run 1	Like Run 1	3; 0.5; 1-16	Like Run 1	Like Run 1	Like Run 1	Like Run 1
Terminal F Parameters				Used	N for Terminal	Parameters	· Terminal N	J Estimated	l (as a Frequ	entist Parameter) for Each Age				
E Patio Settings	Fixed at 1.0	Like "Cont"	Single E Patio	E Patio	Like "Cont"	E Patio	E Ratio	Like 1A	Like 1B	Like 3A except	E Patio fixed	Lika 3D	Like 3D	Like 3D	Like 3D
r-Kato octungs	during 1970- 1973; Single F- Ratio estimated 1974-1981; Allowed to deviate using a Random Walk 1982-2009	Like Colin	estimated 1970-1981; Single F-Ratio esimated 1982- 2009	estimated in 1970 (Frequentist) then allowed to deviate 1971- 2009 using Random Walk (sd=0.5)	Like Colit	fixed at 1.0 for all years	fixed at 1.0 for all years	LIKE TA	LINCID	F-Ratio in 1970 estimated using a prior (best estimate =1.0, sd=0.75)	at 1.0 for all years	Like 3D	Like 3D	Like 3D	Like 3D

Table 8. Summary	results	of jack-knife	sensitivity runs.
------------------	---------	---------------	-------------------

MODEL RUN	SSB 1970	SSB 2009	SSB2009/SSB1970	SSB2009/SSBF0.1	Fcurrent	Fcurrent/F0.1
Run 3D (Base)	51,038	14,072	0.276	0.358	0.124	1.117
No USRR_gt177	51,057	18,192	0.356	0.450	0.109	0.962
No USRR_66-114	51,031	15,298	0.300	0.331	0.131	1.093
No USRR_115-144	51,031	14,512	0.284	0.326	0.131	1.102
No Larval Survey	51,048	14,487	0.284	0.372	0.118	1.077
No SWNS	51,050	14,272	0.280	0.378	0.117	1.075
No USGOM_LL	51,050	14,231	0.279	0.376	0.116	1.072
No JPN_LL GOM	51,038	14,136	0.277	0.363	0.124	1.132
No USRR_gt195	51,038	14,132	0.277	0.352	0.124	1.126
No Tagging	51,038	14,125	0.277	0.352	0.124	1.124
No USRR_lt145	51,038	14,084	0.276	0.358	0.124	1.118
No JPN_LL	51,031	13,546	0.265	0.336	0.130	1.182
NoGSL	50,991	10,942	0.215	0.211	0.188	1.530

-		Repo	orted		Inflated					
Age	1	3	1	5	1	3	1	5		
	Perfect	Error	Perfect	Error	Perfect	Error	Perfect	Error		
1	0.0000	0.0032	0.0000	0.0052	0.0000	0.0042	0.0000	0.0067		
2	0.3100	0.2710	0.3100	0.3799	0.3100	0.3284	0.3100	0.4537		
3	0.2000	0.2901	0.2000	0.3548	0.2000	0.3563	0.2000	0.4235		
4	0.3200	1.0000	0.3200	1.0000	0.3200	1.0000	0.3200	1.0000		
5	1.0000	0.5571	1.0000	0.5822	1.0000	0.4595	1.0000	0.4568		
6	1.0000	0.3839	1.0000	0.4224	1.0000	0.3889	1.0000	0.4064		
7	1.0000	0.4228	1.0000	0.5020	1.0000	0.5699	1.0000	0.6223		
8	1.0000	0.3916	1.0000	0.4871	1.0000	0.6142	1.0000	0.6873		
9	1.0000	0.4884	1.0000	0.6316	1.0000	0.6931	1.0000	0.8099		
10	1.0000	0.5861	1.0000	0.7579	1.0000	0.8317	1.0000	0.9719		

Table 9. Selection pattern in the projection period assuming either perfect or imperfect implementation of Rec [08-05] for runs 13 and 15 with reported and inflated catch.

Table 10. Projection scenarios.

Scenario	VPA Run	Catch	Recruitment	Implementation
1	13	Reported	Low	Perfect
2	13	Reported	Medium	Perfect
3	13	Reported	High	Perfect
4	13	Reported	Low	Imperfect
5	13	Reported	Medium	Imperfect
6	13	Reported	High	Imperfect
7	13	Inflated	Low	Perfect
8	13	Inflated	Medium	Perfect
9	13	Inflated	High	Perfect
10	13	Inflated	Low	Imperfect
11	13	Inflated	Medium	Imperfect
12	13	Inflated	High	Imperfect
13	15	Reported	Low	Perfect
14	15	Reported	Medium	Perfect
15	15	Reported	High	Perfect
16	15	Reported	Low	Imperfect
17	15	Reported	Medium	Imperfect
18	15	Reported	High	Imperfect
19	15	Inflated	Low	Perfect
20	15	Inflated	Medium	Perfect
21	15	Inflated	High	Perfect
22	15	Inflated	Low	Imperfect
23	15	Inflated	Medium	Imperfect
24	15	Inflated	High	Imperfect

Table 11. Probabilities of stock rebuilding at $SSB_{F0.1}$ by years and TAC levels (the probabilities combined the results obtained from the stochastic runs over the 24 scenarios being investigated.

TAC	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
0	0%	0%	0%	2%	6%	14%	25%	38%	52%	69%	89%	98%	99%
2000	0%	0%	0%	1%	5%	12%	21%	33%	46%	62%	83%	97%	99%
4000	0%	0%	0%	1%	4%	9%	18%	28%	40%	55%	75%	93%	99%
6000	0%	0%	0%	1%	3%	7%	14%	23%	34%	47%	66%	86%	97%
8000	0%	0%	0%	0%	2%	6%	11%	19%	29%	40%	56%	77%	92%
10000	0%	0%	0%	0%	2%	4%	9%	15%	23%	33%	46%	65%	84%
12000	0%	0%	0%	0%	1%	3%	6%	11%	18%	26%	37%	53%	73%
13500	0%	0%	0%	0%	1%	2%	5%	9%	14%	21%	30%	45%	63%
14000	0%	0%	0%	0%	1%	2%	4%	8%	13%	20%	28%	42%	59%
16000	0%	0%	0%	0%	0%	1%	3%	6%	9%	14%	20%	31%	46%
18000	0%	0%	0%	0%	0%	1%	2%	4%	6%	10%	15%	22%	34%
20000	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	2%	4%	6%	10%	15%	24%

 Table 12. Benchmarks and reference points for western Atlantic bluefin tuna. Some values were not sustainable (e.g. SSB at Fmax) and are indicated with a dash.

		Low	Recruitment	Scenario		High Recruitment Scenario					
MEASURE	Lower 80%Cl	Median	Upper 80%Cl	Deterministic Run	Std. Dev.	Lower 80%Cl	Median	Upper 80%Cl	Deterministic Run	Std. Dev.	
F at MSY	0.14	0.16	0.18	0.17	0.02	0.06	0.06	0.07	0.07	0.01	
MSY	2,408	2,585	2,769	2,563	150	5,769	6,331	7,102	6,270	764	
Y/R at MSY	29.45	30.42	30.96	30.16	0.69	21.69	23.11	24.17	23.02	1.02	
S/R at MSY	142.22	149.36	156.55	149.17	5.67	321.48	335.24	347.68	335.50	10.79	
SPR AT MSY	0.21	0.22	0.24	0.22	0.01	0.48	0.50	0.52	0.50	0.02	
SSB AT MSY	12,517	12,722	13,026	12,676	205	77,084	91,712	111,179	91,386	19,768	
F at max. Y/R	0.19	0.21	0.23	0.21	0.01	0.19	0.21	0.23	0.21	0.01	
Y/R maximum	29.91	30.82	31.35	30.49	0.64	29.91	30.79	31.33	30.47	0.64	
S/R at Fmax	100.77	107.80	115.57	109.93	6.66	100.97	107.98	115.72	110.13	6.66	
SPR at Fmax	0.15	0.16	0.17	0.17	0.01	0.15	0.16	0.17	0.17	0.01	
SSB at Fmax	-	-	-	-	-	-	-	-	-	341.88	
F 0.1	0.10	0.11	0.11	0.11	0.01	0.10	0.11	0.11	0.11	0.01	
Y/R at F0.1	27.56	28.24	28.69	27.93	0.51	27.56	28.22	28.67	27.96	0.51	
S/R at F0.1	214.74	226.38	235.26	229.82	9.22	214.95	226.36	234.90	228.68	9.21	
SPR at F0.1	0.32	0.34	0.35	0.35	0.01	0.32	0.34	0.35	0.34	0.01	
SSB at F0.1	17,809	19,266	21,004	19,529	1,321	32,082	38,365	42,670	39,262	5,421	
F 90% max Y/R	0.10	0.10	0.11	0.10	0.01	0.10	0.10	0.11	0.10	0.01	
Y 90% max Y/R	2202.40	2352.88	2508.88	2330.29	127.22	4909.14	5204.66	5448.73	5238.77	292.61	
Y/R 90% max Y/R	26.89	27.70	28.17	27.42	0.58	26.89	27.67	28.15	27.38	0.58	
S/R 90% max Y/R	233.31	240.87	248.51	243.09	6.69	233.59	241.02	248.63	243.84	6.70	
SSB 90% max Y/R	19,206	20,531	22,108	20,657	1,207	41,895	45,342	49,650	46,660	3,543	
F 75% of Fmax	0.15	0.16	0.17	0.16	0.01	0.15	0.16	0.17	0.16	0.01	
Y 75% of Fmax	-	2567.27	2746.87	2549.09	1067.97	-	732.50	2094.29	943.38	847.65	
Y/R at 75% Fmax	29.43	30.32	30.86	30.00	0.65	29.43	30.29	30.83	29.97	0.65	
S/R at 75% Fmax	148.99	155.65	163.25	158.19	6.63	149.24	155.83	163.34	158.44	6.62	
SSB at 75% Fmax	-	13,297	14,527	13,443	5,579	-	3,799	11,256	4,987	4,633	

Table 13 Kobe II matrix of the chance that the spawning biomass will meet or exceed the convention objectives (MSY level) for a given constant level of catch and recruitment scenario (low, high and combined).

TAC	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
0 mt	67.8%	98.4%	99.4%	99.4%	99.8%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
250 mt	66.8%	98.2%	98.8%	98.8%	99.8%	99.8%	100.0%	100.0%	100.0%
500 mt	66.0%	98.0%	98.8%	98.8%	99.0%	99.8%	99.8%	100.0%	100.0%
750 mt	65.6%	97.4%	98.4%	98.0%	98.8%	99.0%	99.4%	99.6%	100.0%
1000 mt	64.6%	97.0%	97.6%	97.0%	98.2%	98.8%	99.0%	99.0%	99.4%
1250 mt	63.8%	96.4%	97.0%	96.2%	97.8%	98.2%	98.4%	98.4%	98.8%
1500 mt	63.2%	96.2%	96.4%	95.2%	95.8%	97.0%	97.6%	97.4%	97.6%
1750 mt	61.6%	95.2%	95.4%	93.2%	93.6%	94.0%	94.4%	95.0%	95.8%
2000 mt	60.6%	94.8%	94.6%	90.4%	91.0%	91.8%	92.0%	92.4%	92.6%
2250 mt	59.6%	94.4%	93.2%	87.4%	87.8%	86.8%	86.4%	86.6%	86.2%
2500 mt	58.8%	93.2%	91.4%	84.2%	81.8%	81.2%	81.2%	78.6%	78.2%
2750 mt	57.6%	92.8%	88.6%	78.4%	76.4%	74.0%	73.4%	69.6%	68.0%
3000 mt	56.4%	91.2%	86.4%	74.0%	69.0%	66.2%	62.4%	59.8%	<mark>56.8%</mark>
3250 mt	54.6%	89.6%	83.2%	68.2%	62.2%	<mark>57.4</mark> %	<mark>53.0%</mark>	48.2%	44.0%
3500 mt	54.2%	87.2%	79.0%	61.4%	55.4%	49.0%	43.6%	38.2%	34.0%

Low recruitment scenario (two-line)

High recruitment scenario (Beverton-Holt)

TAC	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
0 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
250 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
500 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
750 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
1000 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
1250 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
1500 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
1750 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
2000 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
2250 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
2500 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
2750 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
3000 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
3250 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
3500 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%

Combined recruitment scenarios (low and high equally probable)

TAC	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
0 mt	33.9%	49.2%	49.7%	49.7%	49.9%	50.0%	50.0%	50.0%	50.0%
250 mt	33.4%	49.1%	49.4%	49.4%	49.9%	49.9%	50.0%	50.0%	50.0%
500 mt	33.0%	49.0%	49.4%	49.4%	49.5%	49.9%	49.9%	50.0%	50.0%
750 mt	32.8%	48.7%	49.2%	49.0%	49.4%	49.5%	49.7%	49.8%	50.0%
1000 mt	32.3%	48.5%	48.8%	48.5%	49.1%	49.4%	49.5%	49.5%	49.7%
1250 mt	31.9%	48.2%	48.5%	48.1%	48.9%	49.1%	49.2%	49.2%	49.4%
1500 mt	31.6%	48.1%	48.2%	47.6%	47.9%	48.5%	48.8%	48.7%	48.8%
1750 mt	30.8%	47.6%	47.7%	46.6%	46.8%	47.0%	47.2%	47.5%	47.9%
2000 mt	30.3%	47.4%	47.3%	45.2%	45.5%	45.9%	46.0%	46.2%	46.3%
2250 mt	29.8%	47.2%	46.6%	43.7%	43.9%	43.4%	43.2%	43.3%	43.1%
2500 mt	29.4%	46.6%	45.7%	42.1%	40.9%	40.6%	40.6%	39.3%	39.1%
2750 mt	28.8%	46.4%	44.3%	39.2%	38.2%	37.0%	36.7%	34.8%	34.0%
3000 mt	28.2%	45.6%	43.2%	37.0%	34.5%	33.1%	31.2%	29.9%	28.4%
3250 mt	27.3%	44.8%	41.6%	34.1%	31.1%	28.7%	26.5%	24.1%	22.0%
3500 mt	27.1%	43.6%	39.5%	30.7%	27.7%	24.5%	21.8%	19.1%	17.0%

Table 14. Kobe II matrix of the chance that the fishing mortality rate will be less than the level that would eventually produce the maximum sustainable yield for a given constant level of catch and recruitment scenario (low, high and combined).

 Low recruitment scenario (two-line)

TAC	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
0 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
250 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
500 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
750 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1000 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1250 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1500 mt	99.6%	99.6%	99.6%	99.4%	99.4%	99.4%	99.4%	99.4%	99.4%
1750 mt	98.8%	98.8%	98.8%	98.6%	98.6%	98.8%	98.8%	98.8%	98.8%
2000 mt	96.4%	96.4%	96.4%	96.6%	96.0%	95.8%	96.0%	96.6%	96.6%
2250 mt	90.2%	91.8%	91.6%	91.4%	91.2%	90.4%	90.4%	91.4%	91.6%
2500 mt	78.8%	82.4%	81.2%	80.2%	79.0%	77.0%	78.0%	81.6%	79.8%
2750 mt	63.6%	67.0%	65.2%	66.0%	65.0%	62.2%	61.0%	63.4%	61.6%
3000 mt	47.8%	51.4%	49.0%	48.4%	46.6%	43.6%	41.4%	43.0%	41.8 %
3250 mt	34.4%	37.2%	33.8%	32.8%	29.4%	25.4%	23.8%	26.2%	23.6%
3500 mt	21.4%	25.4%	18.2 %	17.4%	15.2%	13.6%	12.2%	13.0%	12.2%

High recruitment scenario (Beverton-Holt)

TAC	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
0 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
250 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
500 mt	99.8%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
750 mt	96.6%	98.4%	98.6%	98.8%	98.8%	99.2%	99.2%	99.4%	99.6%
1000 mt	75.6%	85.2%	88.8%	91.6%	93.0%	93.4%	95.4%	97.0%	98.6%
1250 mt	40.4%	53.6%	60.0%	67.2%	71.4%	74.6%	80.6%	87.2%	89.8%
1500 mt	13.8%	25.6%	30.6%	38.4%	44.0%	47.6%	53.2%	63.6%	67.6%
1750 mt	4.6%	8.2%	10.4%	14.2%	18.0%	22.2%	26.6%	38.6%	41.0%
2000 mt	1.4%	3.2%	4.2%	4.6%	7.0%	9.0%	12.4%	17.4%	19.6%
2250 mt	0.6%	1.0%	1.2%	2.2%	2.6%	3.2%	5.0%	7.4%	9.4%
2500 mt	0.2%	0.2%	0.2%	0.6%	1.2%	1.4%	1.4%	3.4%	3.8%
2750 mt	0.0%	0.2%	0.2%	0.2%	0.2%	0.2%	0.8%	1.4%	1.4%
3000 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	0.2%	0.2%	0.2%
3250 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%
3500 mt	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%

Combined recruitment scenarios (low and high equally probable)

TAC	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
0 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
250 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
500 mt	99.9%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
750 mt	98.3%	99.2%	99.3%	99.4%	99.4%	99.6%	99.6%	99.7%	99.8%
1000 mt	87.8%	92.6%	94.4%	95.8%	96.5%	96.7%	97.7%	98.5%	99.3%
1250 mt	70.2%	76.8%	80.0%	83.6%	85.7%	87.3%	90.3%	93.6%	94.9%
1500 mt	56.7%	62.6%	65.1%	68.9%	71.7%	73.5%	76.3%	81.5%	83.5%
1750 mt	51.7%	53.5%	54.6%	56.4%	<mark>58.3%</mark>	60.5%	62.7%	68.7%	69.9%
2000 mt	48.9%	49.8%	50.3%	50.6%	<mark>51.5%</mark>	52.4%	54.2%	57.0%	58.1%
2250 mt	45.4%	46.4%	46.4%	46.8%	46.9%	46.8%	47.7%	49.4%	50.5%
2500 mt	39.5%	41.3%	40.7%	40.4%	40.1%	39.2%	39.7%	42.5%	41.8%
2750 mt	31.8%	33.6%	32.7%	33.1%	32.6%	31.2%	30.9%	32.4%	31.5%
3000 mt	23.9%	25.7%	24.5%	24.2%	23.3%	21.9%	20.8%	21.6%	21.0%
3250 mt	17.2%	18.6%	16.9%	16.4%	14.7%	12.7%	11.9%	13.1%	11.9%
3500 mt	10.7%	12.7%	9.1%	8.7%	7.6%	6.8%	6.1%	6.5%	6.1%



Figure 1. Comparison of the estimated size at age according to two von Bertalanffy growth models for the west bluefin tuna. The thin lines represent the monthly increment size difference between ages and use as bin size limits for ageing of the Catch at Size (CAS) to produce the catch-at-age input matrix of VPA assessment models.



BFT -East Atlantic stock (Task-I) by region

Figure 2. Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin reported and estimated catches by area.



Figure 3. Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin reported and estimated catches by main gears.



Figure 4. Western Atlantic bluefin tuna reported catch by year and main gears.



Figure 5. Western Atlantic bluefin tuna reported annual catch (bars) and the corresponding annual TAC (red line).











b. BFT(1960-69)



634





Figure 7. Average yearly weights by gear and total East Atlantic bluefin tuna in the 2010 CAS matrix.



Atl W Average weight CAS 2010 /gear BFT

Figure 8. Average yearly weights by gear and total West Atlantic bluefin tuna in the 2010 CAS matrix.



Others

Trap

Figure 9. East Atlantic+Med CAS by gear, in weight, 2010.



Figure 10. West Atlantic CAS by gear, in weight, 2010.



Figure 11. CAA in weight of the western Atlantic bluefin tuna stock.



BFT-CAA-Weight_AtlEast

Figure 12. CAA in weight of the eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stock.



BFT-CAA-Weight_W-E-Atl

Figure 13. CAA in weight of the Atlantic (East and WEST) and Mediterranean bluefin tuna.



Figure 14. Length frequency distributions by decade (column) and year (row).

Figure 15. Plots of the CPUE time series used as tuning indices in the different runs of the VPA to assess the East Atlantic and Mediterranean stock. All the CPUE series are standardized series except the nominal Norway PS index.

Figure 16. Indices of abundance used in the base VPA model of western bluefin tuna (with 95% confidence intervals).

Figure 17. Comparison of trends in the updated indices of abundance for western bluefin tuna (by area fished). The dashed portion of the Japanese longline series represents the trend estimated in 2009, which was considered unreliable.

Figure 18. Estimates of maturity at age for western bluefin tuna. The dashed lines represent the "early maturation" schedule inferred from macroscopic analyses of 11 females caught of New England (Mather et al. 1995). The solid line represents the "late maturation" schedule, a logistic function fit by eye to estimates inferred from the size composition of long line catches in the Gulf of Mexico (size converted to age using R-AgeIT) under the assumption that all mature fish spawn in the Gulf of Mexico. The method labeled "CAA in GOM / CAA out GOM" assumes all size and age classes are fully available to the longline gears operating outside the Gulf of Mexico and that all mature fish are fully available to the longline gear operating within the Gulf of Mexico; in which case maturity may be estimated by computing the ratios of the longline CAA inside the Gulf of Mexico to that outside the Gulf of Mexico and then dividing the age-specific ratio vector by the maximum (the effect of gear selectivity thus cancelling out). The method labeled "JLL CAA/NAA" assumes longline gear operating in the Gulf of Mexico is not selective and that mature fish are fully available; in which case maturity can be estimated by computing the ratio of the longline CAA inside the Gulf of Mexico to abundance at age estimates from a VPA and then dividing the resulting age-specific vector by the maximum. The methods labeled "catch curve 1" and "catch curve 2" compute the selectivity at age vector for the longline fleet using a catch curve approach applied to the longline age composition outside the Gulf of Mexico (assuming older fish in the descending limb are fully-selected and inferring selectivity from the ascending limb). Maturity is then inferred by applying the selectivity estimates to the age composition of the longline catches in the Gulf of Mexico and nearby waters (catch curve 1) or the Gulf of Mexico alone (catch curve 2). The different assumptions made by the various size-based methods are not necessarily well-founded, but the results are consistent in that they suggest fish younger than age 9 are immature and 100% maturity is attained somewhere between ages 14-17 (again, assuming all mature fish spawn in the Gulf of Mexico). The early and late maturity schedules are viewed as reasonable upper and lower limits, with the true schedule being somewhere in between (the current working hypothesis is that western bluefin tuna are immature through age 8 and 100% mature at age 9 and older).

Figure 19. Residual patterns for different CPUE series for runs 1 to 16 (see Table 5)

Figure 20. Retrospective runs for *base case 13 (reported catch)* showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), SSB (bottom left) and recruits (bottom right).

Figure 21. Retrospective runs for *base case 15 (reported catch)*, showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), SSB (bottom left) and recruits (bottom right).

Figure 22. Time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), SSB (bottom left) and recruits (bottom right) for runs base cases 13 and 15 (*reported catch*).


Figure 23. Time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), SSB (bottom left) and recruits (bottom right) for runs 17 and 18 (*reported catch*).



Figure 24. Retrospective runs for *run 17 (reported catch)*, showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), SSB (bottom left) and recruits (bottom right).



Figure 25. Retrospective runs *18 (reported catch)*, showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), SSB (bottom left) and recruits (bottom right).



Figure 26. Time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), SSB (bottom left) and recruits (bottom right) for runs base cases 13 and 15 (*inflated catch*).



Figure 27. Time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), SSB (bottom left) and recruits (bottom right) for runs 17 and 18 (*inflated catch*).



Figure 28. Retrospective runs for *base case 13 (inflated catch)* showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), SSB (bottom left) and recruits (bottom right).



Figure 29. Retrospective runs for *base case 15 (inflated catch)*, showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), SSB (bottom left) and recruits (bottom right).



Figure 30. Retrospective run *17 (inflated catch)* showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), SSB (bottom left) and recruits (bottom right).



Figure 31. Retrospective runs *18* (*inflated catch*) showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), SSB (bottom left) and recruits (bottom right).



Figure 32. Kobe plot for 2009 stock status, individual realisations with median (black).



Figure 33. Estimations of F for age 11+ from the year-class curve analysis for the cohorts born from 1949 to 1990 and mostly exploited from the late 1950s to the late 2000s.



Figure 34. Fits of the linear regressions for age 11 to 19 on the Spanish trap partial catch at age from 1960 to 2009.



Figure 35. Baitboat age 2 (left) and 3 (right) observed and predicted versus time.



Figure 36. Baitboat age 4 (left) and Morocco Spain trap observed and predicted versus time.



Figure 37. JLL area 5 and Mediterranean (left) and Mediterranean alone observed and predicted versus time.



Figure 38. JLL North observed and predicted versus time.



Figure 39. ASAP spawning stock biomass estimates.



Figure 40. ASAP trends in recruitment.



Figure 41. ASAP restrospective pattern.



Figure 42. ASAP SSB and Recruits with and without 2008-2009 Spanish BB.



Figure 43. Posterior distributions of MSY, B_{MSY} obtained with uniform prior distribution on log(K)



Figure 44. Estimated biomass (a), fishing mortality (b), predicted and observed CPUE index for Japanese longline (c), predicted and observed CPUE index for Spanish/Moroccan traps (d): 5%, 50% and 95% of the posterior distributions



Figure 45. Estimated and observed recruits (left) and Post re-recruits time series (right) from the Catch Survey Analysis (CSA) using original CPUE indices.



Figure 46. Estimated and observed recruits (left) and Post re-recruits time series (right) from the Catch Survey Analysis (CSA) using scaled CPUE indices.



Figure 47. Fits to the CPUE indices for western Atlantic bluefin tuna continuity VPA (solid line) and base VPA (dashed line).



Figure 48. Fits to the CPUE indices for western Atlantic bluefin tuna base VPA (red solid line), runs without Canadian GSL index (black dashed line), and without US RR > 177 cm index (blue dash-dot line).



Figure 49. Histograms of bootstrap estimates of 2009 stock status. The orange bar represents the values corresponding to the base-case deterministic estimate. The cumulative frequency is indicated with a solid red line.



Figure 50. Retrospective trends of spawning biomass and recruits (age 1) from the West bluefin tuna base case. The legend indicates the number of years removed from the 2010 base run.



Figure 51. Retrospective patterns of fishing mortality by age (FAA) from the West bluefintuna base case model. The legend indicates the number of years removed from the 2010 base run.



Figure 52. Retrospective patterns of numbers at age (NAA) from the West bluefin tuna base case model. The legend indicates the number of years removed from the 2010 base run.



Figure 53. Median (solid line) estimates of spawning stock biomass, abundance of spawners (Age 9+), apical fishing mortality and recruitment. The 2007-2009 recruitment estimates were replaced by values from the two-line S-R relationship. Dashed lines indicate the 80% confidence interval.



Figure 54. Annual estimates of spawning stock biomass (SSB), recruitment and F-Ratio for the 2008 base and 2010 base and continuity VPA runs. The 2008 base and 2010 continuity runs had an age-10 plus group. The 2010 base run had an age-16 plus-group.



Figure 55. Annual estimates of spawning stock biomass (SSB) and recruitment for the VPA base and index jack-knife analysis.



Figure 56. Annual estimates of spawning stock biomass (SSB) and recruitment for the VPA base and select sensitivity runs. The primary distinctives of each run are as follows: (base) 16+, F-ratio =1.0; (2) 20+, F-ratio=1.0; (3b) base with F-ratio estimated for 2 blocks; (3c) base with F-ratio random walk; (3e) base with eastern M vector; (3f) base with early maturity; (3g) base with late maturity; (4) base with long term series (1960-2009) and the historical Japanese longline indices.



Figure 57. The spawner-recruit relationships fit to the 2010 VPA base model. The two-line and Beverton and Holt formulations were used to calculate management reference points and project the population dynamics through 2019. Points represent the estimates from the VPA.



Figure 58. Estimated status of stock relative to the Convention objectives (MSY) by year (1970 to 2009). The lines give the time series of point estimates for each recruitment scenario and the cloud of symbols depicts the corresponding bootstrap estimates of uncertainty for the most recent year. The large black circle represents the status estimated for 2009 (the geometric mean fishing mortality during 2006-2008 is the proxy for F in 2009).



Figure 59. Stock status in 2009 estimated by the VPA base and jack-knife runs removing the Canadian GSL and US RR > 177 cm indices. Two types of S-R relationships were examined, a two-line model (low recruitment) and the Beverton and Holt (high recruitment) option. F current is defined as the geometric mean fishing mortality during 2006-2008. The filled circle is the median result. The open circles are estimates of stock status from 500 bootstrap runs.



Figure 60. Time series of $SSB/SSB_{F0.1}$ showing 10^{th} , 50^{th} and 90^{th} percentiles, columns correspond to TAC level and rows to the VPA assumptions (i.e. run and assumed catch), colours to assumed recruitment level and line type to assumed success of technical measures.



Figure 61. Time series of $SSB/SSB_{F0.1}$ showing 60th percentile, columns correspond to TAC level and rows to the VPA assumptions (i.e. run and assumed catch), colours to assumed recruitment level and line type to assumed success of technical measures.



Figure 62. Kobe phase plots for the period 2009 to 2023, columns correspond to TAC level and rows to VPA assumptions. The lines are the 60th percentiles of $F/F_{0.1}$ and $SSB/SSB_{F0.1}$ and correspond to the assumed recruitment level and success of technical measures.



Figure 63. Probability of being in the different coloured quadrants of the Kobe plot for the period 2009 to 2023, columns correspond to TAC level and rows to VPA assumptions.



Figure 64. Kobe matrix showing probability of stock recovery by TAC level.

Median (50% Probability)



Figure 65. Projection results for the low recruitment scenario projected at various levels of constant catch. The bottom panels use the alternative proxy reference $F_{0,1}$ to illustrate the implications of that management reference. These trajectories are the median (50%) result of 500 bootstraps.

Median (50% Probability)



Figure 66. Projection results for the high recruitment scenario projected at various levels of constant catch. The bottom panels use an alternative proxy reference $F_{0,1}$ to illustrate the implications of that management reference. These trajectories are the median (50%) result of 500 bootstraps.









Figure 67. The projected SSB/SSB_{MSY} and F/F_{MSY} trajectories at various catch levels for the two recruitment scenarios. These trajectories correspond to a 60% probability of achieving a given level of SSB/SSB_{MSY} or F/F_{MSY} .


Figure 68. Kobe II Surface plots of the probability that various constant catch policies will allow rebuilding under the low recruitment scenario. The figure on the lower right is similar to the Kobe II surface plot, but tracks the time trajectory of probabilities associated with a given catch level.



Figure 69. Kobe II Surface plots of the probability that various constant catch policies will allow rebuilding under the high recruitment scenario. The figure on the lower right is similar to the Kobe II surface plot, but tracks the time trajectory of probabilities associated with a given catch level.



Figure70. Kobe II Surface plots of the probability that various constant catch policies will allow rebuilding under the combined high and low recruitment scenarios. The figure on the lower right is similar to the Kobe II surface plot, but tracks the time trajectory of probabilities associated with a given catch level.

Appendix 1

AGENDA

- 1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements.
- 2. Review of the Rebuilding Plans for Atlantic and Mediterranean bluefin tuna and previous SCRS advice
- 3. Summary of available data for assessment
 - 3.1 Biology
 - **3.2 Catch Estimates**
 - 3.3 Relative Abundance Estimates
 - 3.4 Tagging
 - 3.5 Other Data
- 4. Methods and other data relevant to the assessment
 - 4.1 Methods East
 - 4.2 Methods West
 - 4.3 Methods Mixing variants
 - 4.4 Methods Regulatory analyses
 - 4.5 Methods for integration of management advice across multiple hypotheses
 - 4.6 Other methods
- 5. Stock status results
 - 5.1 Stock status East
 - 5.2 Stock status West
 - 5.3 Stock status variants considering mixing
- 6. Projections
 - 6.1 Projections East
 - 6.2 Projections West
 - 6.3 Projections Mixing variants
- 7. Recommendations
 - 7.1 Research and statistics East
 - 7.2 Research and statistics West

7.3 Management – East, including advice on the odds of achieving the current Rebuilding Plan objectives without further adjustment

7.4 Management – West, including advice on the odds of achieving the current Rebuilding Plan objectives without further adjustment

- 8. Other matters
- 9. Adoption of the report and closure

Appendix 2

LIST OF PARTICIPANTS

Bluefin General Coordinator

Powers, Joseph E. School of the Coast & Environment, Louisiana State

School of the Coast & Environment, Louisiana State University, 2147 Energy, Coast & Environment Bldg., Baton Rouge Louisiana 70803 United States Tel: +1 225 578 7659, Fax: +1 225 578 6513, E-Mail: jepowers@lsu.edu

SCRS Chairman

Scott, Gerald P. SCRS Chairman, NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Science Center Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149-1099 United States Tel: +1 305 361 4220, Fax: +1 305 361 4219, E-Mail: gerry.scott@noaa.gov

CONTRACTING PARTIES

CANADA

Maguire, Jean-Jacques 1450 Godefroy Street Sillery, Quebec City Quebec Tel: +1 418 688 5501, Fax: +1 418 688 7924, E-Mail: jjmaguire@sympatico.ca

Neilson, John D.

Head, Large Pelagics Projects, Population Ecology Section, St. Andrews Biological Station, Fisheries and Oceans Canada, 531 Brandy Cove Road, St. Andrews, New Brunswick E5B 2L9 Tel: +1 506 529 5913, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: neilsonj@mar.dfo-mpo.gc.ca

Taylor, Nathan

University of British Columbia, AERL, 2202 Main Mall, Vancouver, BC V6T IZ4 Canada Tel: +1 604 822 3693, Fax: +1 604 822 8934, E-Mail: n.taylor@fisheries.ubc.ca

EUROPEAN COMMUNITY

Abascal Crespo, Francisco Javier Ministerio de Ciencia e Innovación, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Canarias, Apdo. Correos 1373, 38005 Santa Cruz de Tenerife, Spain

Tel: +34 922 549 400, Fax: +34 922 549 554, E-Mail: francisco.abascal@ca.ieo.es

Addis, Piero

Universita Cagliari, Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, Via le Poetto 1, 09126 Cagliari, Italy Tel: +39 070 67 58 082, Fax: +39 070 675 8022, E-Mail: addisp@unica.it

Arrizabalaga, Haritz

AZTI - Tecnalia /Itsas Ikerketa Saila, Herrera Kaia Portualde z/g, 20110, Pasaia, Gipuzkoa, Spain Tel: +34 94 300 48 00, Fax: +34 94 300 48 01, E-Mail: harri@pas.azti.es

Bonhommeau, Sylvain

IFREMER, Dept. Recherche Halieutique B.P. 171, Bd. Jean Monnet, 34200 Sète, France Tel: +33 4 9957 3266, Fax: +33 4 9957 3295, E-Mail: sylvain.bonhommeau@ifremer.fr

Conte, Fabio

Dipartimento delle Politiche Europee e Internazionali, Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, Direzione Generale della Pesca Marittima e Acquacoltura, Viale dell'Arte 16, 00144 Rome, Italy Tel: +39 06 5908 4915, Fax: +39 06 5908 4176, E-Mail: f.conte@politicheagricole.gov.it

de la Figuera Morales, Ramón

Jefe de Sección en la subdirección General de Acuerdos y Organizaciones Regionales de Pesca, Secretaría del Mar c/Velázquez, 144, 28006 Madrid, Spain Tel: +34 91 347 5940, Fax: +34 91 347 6049, E-Mail: rdelafiguera@mapya.es

de la Serna Ernst, Jose Miguel

Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Málaga, Apartado 285 - Puerto Pesquero s/n, 29640, Fuengirola, Málaga, Spain Tel: +34 952 476 955, Fax: +34 952 463 808, E-Mail: delaserna@ma.ieo.es

Dell'Aquila, Marco UNIMAR, Via Torina 146, 00184 Roma, Italy E-Mail: m.dellaquila@unimar.it

Fonteneau, Alain 9, Bd Porée, 35400 Saint Malo, France Tel: +33 4 99 57 3200, Fax: +33 4 99 57 32 95, E-Mail: alain.fonteneau@ifremer.fr

Fromentin, Jean Marc

IFREMER, Dept. Recherche Halieutique, 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

Gatt, Mark

Malta Centre for Fisheries Sciences, Fort San Lucjan, Birzebbugia, Malta Tel: +356 222 93303, Fax: +356 21 659380, E-Mail: mark.gatt@gov.mt

Gordoa, Ana

CEAB-CSIC, Acc. Cala St. Francesc, 14, 17300 Blanes Girona, Spain Tel: +34 972 336101, E-Mail: gordoa@ceab.csic.es

Martínez Cañabate, David Ángel

ANATUN Urbanización La Fuensanta 2, 30157 Algezares Murcia, Spain Tel: +34 968 554141, Fax: +34 91 791 2662, E-Mail: es.anatun@gmail.com

Medina Guerrero, Antonio

Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Departamento de Biologia, Avda. República Saharauí s/n, 11510 Puerto Real Cádiz, Spain

Tel: +34 956 016 015, Fax: +34 956 016 019, E-Mail: antonio.medina@uca.es

Mèlich Bonancia, Begonya

Grupo Balfegó, Polígono Industrial, Edificio Balfegó 43860 L'Ametlla de Mar Tarragona, Spain Tel: +34 977 047700, Fax: +34 977 457 812, E-Mail: begonya@grupbalfego.com

Navarro Cid, Juan José

Grupo Balfegó, Polígono Industrial, Edificio Balfegó 43860 L'Ametlla de Mar Tarragona, Spain Tel: +34 977 047700, Fax: +34 977 457 812, E-Mail: juanjo@grupbalfego.com

Neves dos Santos, Miguel

Instituto de Investigação das Pescas e do Mar (IPIMAR), Centro Regional de Investigação Pesqueira do Sul, Avenida 5 Outubro s/n, Olhao Faro, Portugal

Tel: +351 289 700 504, Fax: +351 289 700 535, E-Mail: mnsantos@cripsul.ipimar.pt

Ortiz de Urbina, Jose Maria

Instituto Español de Oceanografía, C.O de Málaga, Apartado 285, Puerto Pesquero s/n, 29640, Fuengirola, Málaga, Spain Tel: +34 952 476 955, Fax: +34 952 463 808, E-Mail: urbina@ma.ieo.es

Pereira, Joao Gil

Universidade dos Açores, Departamento de Oceanografia e Pescas, 9900, Horta, Portugal Tel: +351 292 200 431, Fax: +351 292 200 411, E-Mail: pereira@notes.horta.uac.pt

Pertierra, Juan Pablo

European Union, DG Environment J99 6/20, Avda. de Beaulieu 9, Brussels, Belgium Tel: +322 296 6443, Fax: +322 295 7862, E-Mail: juan-pablo.pertierra@ec.europa.eu

Rodríguez-Marín, Enrique

Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Santander, Promontorio de San Martín s/n, 39004, Santander, Cantabria, Spain Tel: +34 942 29 10 60, Fax: +34 942 27 50 72, E-Mail: rodriguez.marin@st.ieo.es

Santiago Burrutxaga, Josu

Head of Tuna Research Area, AZTI-Tecnalia Txatxarramendi z/g, 48395 Sukarrieta (Bizkaia), Spain Tel: +34 94 6574000 (Ext.497), Fax: +34 94 6572555, E-Mail: jsantiago@azti.es

Simon, Maximilien

IFREMER, Dept. Recherche Halieutique, B.O. 171 - Avenue Jean Monet, 34200 Sète, France

JAPAN

Ichinokawa, Momoko Researcher, Pacific BFT Resources Section, BFT Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries 5-7-1 Shimizu-Orido, Shizuoka

Tel: +81 543 36 6014, E-Mail: ichimomo@fra.affrc.go.jp

Kimoto, Ai

Researcher, Ecologically Related Species Section, Tuna and Skipjack Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Orido Shimizu, Shizuoka Tel: +81 543 36 6036, Fax: +81 543 35 9642, E-Mail: aikimoto@affrc.go.jp

Kuwahara, Satoshi

Assistant Director, International Affairs Division, Ressources Management Department, Fisheries Agency, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, 1-2-1 Kasumigaseki, Chiyoda-Ku, Tokyo 100-8907 Tel: +81 3 3502 8460, Fax: +81 3 3502 0571, E-Mail: satoshi_kuwahara@nm.maff.go.jp

Mivake, P. Makoto

Scientific Advisor, Japan Tuna Fisheries Co-operative Association, 3-3-4 Shimorenjaku, Mitaka-Shi, Tokyo 181-0013 Tel: +81 422 46 3917, Fax: +81 422 43 7089, E-Mail: p.m.miyake@gamma.ocn.ne.jp

Suzuki, Ziro

National Research Institute of Far Seas Fisheries, Pelagic Resources Department, 5-7-1 Shimizu Orido, Shizuoka-Shi Tel: +81 543 36 60 41, Fax: +81 543 35 96 42, E-Mail: zsuzuki@fra.affrc.go.jp

MOROCCO

Abid, Noureddine

Center Regional de L'INRH á Tanger/M'dig B.P. 5268, 90000 Drabed Tanger Tel: +212 53932 5134, Fax: +212 53932 5139, E-Mail: abid.n@menara.ma; noureddine_abid@yahoo.fr

Idrissi, M'Hamed

Chef, Centre Régional de l'INRH á Tanger/M'dig, B.P. 5268, 90000, Drabeb, Tangiers Tel: +212 39 325 134, Fax: +212 39 325 139, E-Mail: mha_idrissi2002@yahoo.com

UNITED STATES

Brown, Craig A. NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Science Center Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149-1099 Tel: +1 305 361 4590, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: craig.brown@noaa.gov

Cass-Calay, Shannon

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida, 33149-1099

Tel: +1 305 361 4231, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: shannon.calay@noaa.gov

Damon-Randall, Kimberly

NOAA/NMFS, 55 Great Republic Drive, Gloucester Massachusetts 01930 Tel: +1 978 559 1568, Fax: +1 978 281 9394, E-Mail: kimberly.damon-randall

Díaz, Guillermo

NOAA Fisheries, Office of Science and Technology, 1315 East W. Hwy., Silver Spring, Maryland 20910 Tel: +1 713 213 7363, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: guillermo.diaz@noaa.gov

Linton, Brian

Southeast Fisheries Science Center 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149 Tel: +1 305 361 4592, E-Mail: Brian.Linton@noaa.gov

Murray-Brown, Mark

NOAA Fisheries (HMS), 55 Great Republic Drive, Gloucester Massachusetts 01930 Tel: +1 978 281 9306, Fax: +1 978 281 9340, E-Mail: mark.murray-brown@noaa.gov

Porch. Clarence E.

Research Fisheries Biologist, NMFS-Southeast Fisheries Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida, 33177 Tel: +1 305 361 4232, Fax: +1 305 361 4219, E-Mail: clay.porch@noaa.gov

Walter, John

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149-1099 Tel: +305 365 4114, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: john.f.walter@noaa.gov

OBSERVERS FROM NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATIONS

Federation of European Aquaculture Producers (FEAP)

Jonsson, Karl Petur FEAP-Federation of European Aquaculture Producers, rue de Paris, 9, B-4020 Liège, Belgium Tel: +324 3382995, Fax: +324 3379846, E-Mail: karl@atlantis-ltd.com

Recabarren, Pablo

FEAP-Federation of European Aquaculture Producers, , Rue de Paris 9, B- 4020 Liège, Belgium Tel: +336 1005 3176, Fax: +331 74180086, E-Mail: par@atlantis-ltd.com

Tzoumas, Apostolos

Chairman of the FEAP Tuna Aquaculture Commission, Bluefin Tuna Hellas, S.A. 409 Vouliagmenis Avenue, 163 46 Athens, Greece

Tel: +30 210 976 1120, Fax: +30 210 976 1097, E-Mail: bluefin@bluefin.gr

Federation of Maltese Aquaculture Producers (FMAP)

Deguara, Simeon

Research and Development Coordinator, Federation of Maltese Aquaculture Producers-FMAP 54, St. Christopher Str., VLT 1462 Valletta, Malta Tel: +356 21223515, Fax: +356 2124 1170, E-Mail: sdeguara@ebcon.com.mt

GREENPEACE

Losada Figuires, Sebastian c/ San Bernardo, 107, 28015 Madrid, Spain Tel: +31 91 444 1400, Fax: +34 91 447 1598, E-Mail: slosada@es.greenpeace.org

Mielgo Bregazzi, Roberto

ATRT, Consultant for WWF-Mediterranean c/ O'Donnel, 32, 28007 Madrid, Spain Tel: +34 650 377698, E-Mail: romi.b.re@hotmail.com

OCEANA

Cornax Atienza, María José Fundación Oceana Europa c/ Leganitos, 47-6°, 28013 Madrid, Spain Tel: +34 911 440880, Fax: +34 911 440 890, E-Mail: mcornax@oceana.org

WWF

Cooke, Justin G. Centre for Ecosystem Management Studies, Höllenbergstr. 7, 79312 Emmendingen-Windenreute, Germany Tel: +49 7641 935 1631, Fax: +49 7641 935 1632, E-Mail: jgc@cems.de

Tudela, Sergi

WWF Mediterranean Programme Office Barcelona, c/ Carrer Canuda, 37 3er, 08002, Barcelona, Spain Tel: +34 93 305 6252, Fax: +34 93 278 8030, E-Mail: studela@atw-wwf.org

ICCAT GBYP

Polacheck, Tom

Division of Fisheries CSIRO Marine Laboratories, GPO Box 1538, 7001 Hobart Tasmania, Australia Tel: +61 02 206 222, Fax: +61 02 240 530, E-Mail: Tom.polacheck@csiro.au

ICCAT SECRETARIAT

C/ Corazón de María, 8 - 6 Planta, 28002 Madrid, Spain Tel: + 34 91 416 5600, Fax: +34 91 415 2612, E-Mail: info@iccat.int

> Di Natale, Antonio (GBYP Coordinator) Kell. Laurence Ortiz, Mauricio Palma, Carlos Pallarés, Pilar

> > Appendix 3

LIST OF DOCUMENTS

SCRS/2010/079rev	CPUE index of the baitboat fleet targeting bluefin tuna in the Bay of Biscay for the period 1952-1980: Preliminary analysis. Santiago, J. and Arrizabalaga, H.
SCRS/2010/095	Consideration on biological reference points for Atlantic bluefin tuna. Suzuki, Z.
SCRS/2010/096	Note on potential indicators of the Japanese longline fishery targeting bluefin tuna in the Atlantic. Fonteneau, A.

- SCRS/2010/097 Estudio del Patrón anual de la CPUE del Atún Rojo (*Thunnus thynnus*) en la región Balear y factores de distorsión: Flota Balfegó 2000-2010. Gordoa, A.
- SCRS/2010/098 Estudio de distribución de pesos de atún rojo (*Thunnus thynn*us) reproductor en el caladero Mediterráneo occidental. Mèlich, B., Navarro, J.J., Cort, J.L. y de la Serna, J.M.
- SCRS/2010/099 Análisis de la ratio de sexos por clases de talla del atún rojo (*Thunnus thynnus*) en el caladero Mediterráneo occidental. Mèlich, B., Lara,, M. y Porras, Y.
- SCRS/2010/101 Catch rate standardization for the Canadian southern Gulf of St. Lawrence bluefin tuna fishery, 1981 to 2009. Hanke, A.R. and Neilson, J.D.
- SCRS/2010/102 Bluefin tuna catches in the Algarve tuna trap (southern Portugal, NE Atlantic): Comments on the recent management regulations in the Mediterranean Sea. Neves dos Santos, M.
- SCRS/2010/103 Estimates of selectivity for the East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna from 1970 to 2009. Fromentin, J-M. and Bonhommeau, S.
- SCRS/2010/104 Potential impacts of TAC implementation on the perception of the East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stock. Bonhommeau, S. and Fromentin, J-M.
- SCRS/2010/105 Investigating the performances of a Bayesian biomass dynamics model with informative priors on the East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna. Simon, M., Fromentin, J-M., Gaertner, D., Bonhommeau, S. and Etienne, M.P.
- SCRS/2010/106 Standardized CPUE of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught by Spanish traps for the period 1981- 2009. de la Serna, J.M., Rodríguez-Marín, E. and Macías, D.
- SCRS/2010/107 Aproximación al Impacto sobre el Reclutamiento del Atún Rojo (*Thunnus thynnus*) de las Capturas de Cerco en Baleares con el Actual Periodo de Veda. Gordoa, A.
- SCRS/2010/108 Results of a growth trial carried out in Malta with 190kg fattened Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.). Deguara, S., Caruana, S. and Agius, C.
- SCRS/2010/109 Potential growth rates in fattened/farmed Pacific bluefin tuna (*Thunnus orientalis* Temminck and Schlegel) and southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii* Castelnau). Deguara, S., Caruana, S. and Agius, C.
- SCRS/2010/110 Updated nominal catch rates of Atlantic bluefin tuna caught by the Spanish baitboat fishery in the Bay of Biscay (eastern Atlantic). Effect of current regulations. Rodriguez-Marin, E., Ortiz, M., Ortiz de Urbina, J.M., Ruiz, M. and Perez, B.
- SCRS/2010/111 Standardized CPUE by age of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught by Spanish traps for the period 1984-2009. Ortiz de Urbina, J.M., de la Serna, J.M., Macías, D. and Rodriguez-Marin, E.
- SCRS/2010/112 Summary of bluefin tuna tagging activities carried out between 2009 and 2010 in the East Atlantic and Mediterranean. Medina, A., Cort, J.L., Aranda, G., Varela, J.L., Aragón, L. and Abascal, F.J.
- SCRS/2010/113 Bluefin tuna caught by Spanish baitboat and landed in Dakar in 2010. Ngom Sow, F. and Ndaw, S.
- SCRS/2010/114 Sensitivity of Virtual Population Analyses of western Atlantic bluefin tuna to the use of an alternative growth curve for estimation of catch at age. Porch, C.E., Calay S., and Restrepo V.
- SCRS/2010/115 A literature review of Atlantic bluefin tuna age at maturity. Schirripa, M.J.

- SCRS/2010/116 Distribution of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the Gulf of Maine. Golet, W.J., Galuardi, B. and Lutcavage, M.
- SCRS/2010/117 Biological sampling of Atlantic bluefin tuna in the NW Atlantic to determine reproductive and maturity status, 2004-2009. Knapp, J.M., Heinisch, G., and Lutcavage, M.
- SCRS/2010/118 SNP discovery in *Thunnus alalunga* and *T. thynnus* for genetic diversity and population structure analyses. Velado, I., Laconcha, U., Zarraonaindia, I., Iriondo, M., Manzano, C., Arrizabalaga, H., Pardo, M.A., Goñi ,N., Heinisch, G., Lutcavage, M. and Estonba, A.
- SCRS/2010/119 Estimating the Atlantic bluefin (*Thunnus t. thynnus*) catch-at-size by quarter and 5 by 5 degree squares. Palma, C. and Ortiz, M.
- SCRS/2010/120 Summary of comparison and verification of the AGEIT program for age-slicing of bluefin tuna catch at size (CAS) information. Ortiz, M. and Palma, C.
- SCRS/2010/121 The Moroccan Atlantic traps: Comparison between the estimation of the size composition of bluefin tuna catches from the average weight of fish and biological scraps. 2009. Idrissi, M. and Abid, N.
- SCRS/2010/122 Virtual Population Analysis based projections with a dynamic plus-group. Kell, L. and Ortiz, M.
- SCRS/2010/123 A comparison of statistical age estimation and age slicing for Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). Kell, L. and Ortiz, M.
- SCRS/2010/124 Updated standardized bluefin CPUE from the Japanese longline fishery in the Atlantic up to 2009. Kimoto, A., Itoh, T., and Miyake, M.
- SCRS/2010/125 Resultados preliminares de las actividades de marcado de atún rojo (*Thunnus thynnus*) realizadas por la Confederación Española de Pesca Marítima Recreativa Responsable (CEPRR) con la coordinación científica del Instituto Español de Oceanografía. de la Serna, J.M., Abascal, F.and Godoy, M.D.
- SCRS/2010/126 Simulation of biomass trends of eastern bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) stock under current management regulations. Belda, E. and Cort, J.L.

Appendix 4

SPECIFICATION OF AN APPROPRIATE AGE FOR THE PLUS-GROUP

Atlantic bluefin tuna are known to live more than 30 years. Catch at age is calculated from the catch at size by cohort slicing, where a growth equation is used to assign ages to a length composition. It is generally recognized that the ability of cohort slicing to correctly discern age from length deteriorates as the growth rate slows, thus making it difficult to partition the catch among older age classes. A common solution to this problem has been to lump the larger, older fish into a plus-group. The cost of lumping older fish into a plus-group is the tacit assumption that the mortality rate (F and M) in any given year is the same for the affected age classes. Accordingly, analysts need to balance the competing goals of setting the plus-group young enough to mitigate against ageing errors, but old enough to ensure that the age classes to be lumped undergo similar mortality rates. Recent assessments in the western Atlantic as well as in the East Atlantic and Mediterranean aggregated catches of ages 10 and older in a plus group in the VPA. The Group expressed concern that this may be to young based on the analyses presented in SCRS/2010/114 and on the observation that the fishery in the Gulf of St. Lawrence tends to catch very large fish that are likely several years older than the plus-group (suggesting that the fishing mortality rate may not be the same for all ages within the plus-group).

Effect of specification of plus group on estimates of year class strength

To test the magnitude of this potential problem on recruitment estimates, two sets of cohort analysis were done for each area (with the appropriate natural mortality rate): one using ages 1 to 9 and one using ages 1 to 24. The calculations were initiated by assuming F=0.4 for the oldest age in all years for all ages in the most recent year. A second iteration was done replacing the oldest age F by the average of the previous two ages for all years and for the most recent years, F at age was replaced by the age specific average of the previous four years. The catch equation was used for the oldest age and most recent years; Pope's approximation was used for the rest of the matrix.

All year class size estimates were nearly identical using either ages 1 to 9 or 1 to 24 except for the 1997 year class in East + Mediterranean where using ages 1 to 9 produced a considerably larger year class (**Appendix Figure 1**). In the analysis with 9 ages, F on age 9 on that year class in 2006 is 0.12 while in the analysis with 24 ages, F on age 9 in 2006 is 0.607 supported by relatively high Fs on subsequent ages.

The Group concluded that using an older plus group did not smear year classes, but, based on other analyses, could result in different estimates of spawning stock biomass.

Evidence from the extended catch at age for alternative plus-group specifications

SCRS/2010/114 recommended use of a plus group at age 12 to maintain consistency with the logic used to define the original F-ratio specifications because fish of size attributable to age 10+ under the 1994 growth curve are now being attributed to age 12+ under the 2009 growth curve. The paper pointed out, however, that further exploration is warranted based on analyses conducted with a VPA that used a larger plus-group. The analysis reported in this section sought to find if there was any evidence within the catch at age data to suggest a larger plus-group should be employed. A VPA was applied to CAA2009 with the plus group set to age 20 and the F-ratio (F_{20+}/F_{19}) set to 1.0 (run 2, discussed in section 4.2). This provided matrices of estimates for the abundance and fishing mortality rate on ages 1 to 20+ by year. The average F was then computed from this matrix for a range of 'plus groups' from age 12+ to age 17+ and the effective F-ratio computed by dividing these averages by the F on the next younger age. For example, the F-ratio for a plus-group of age 12 is F_{12+}/F_{11} , where F_{12+} is computed as the combined catch of ages 12 and older divided by the combined average abundance of ages 12 and older. The results are summarized in **Appendix Figure 2**.

The 12+ F-ratio fluctuated greatly from year to year, with a mean value of about 3 until the early 1980s and a mean of about 1.0 since then, with a possible increase in recent years. The magnitude of the annual fluctuations is arguably much greater than one would expect owing to fluctuations in the overall fishing effort and may instead reflect changes in the relative availability of different age classes within the plus-group to the fishery or changes in the relative effort of fleets targeting different age classes within the plus-group. The F-ratios calculated for larger plus-groups show similar qualitative trends (higher values in earlier years), but the year-to-year fluctuations become increasingly damped and the overall average converges towards a value of 1.0 as the plus group increases. The Group noted that fish of age 15 and older would be of similar size and fully mature, therefore these age classes are probably equally vulnerable to the same fisheries and one would expect the F-ratios for 16+ and 17+ to be close to one. Some year to year variation is still apparent, but this may be an artifact of the inevitable smearing of older age classes with cohort slicing. Accordingly, the group inferred from this analysis that age 16 was a better choice for the plus-group than age 12. Subsequent analyses suggested that the estimates of spawning biomass and recruitment were relatively insensitive to choice of the plus-group ages between 12 and 16 (see section 5.2).



Appendix Figure 1. Comparison of year class estimates for eastern and western bluefin using different plusgroups.

F ratio w/ different plus groups



Appendix Figure 2. Ratio of the fishing mortality rate on A and older fish to that of age A-1 calculated from Run 2 (20 age classes), where A=12, 13, ..., 17. The fishing mortality rate on age A+ in any given year was calculated as the sum of the catches of ages A to 20, divided by the sum of estimated average abundances for ages A to 20.

Appendix 5

DEVELOPMENT OF PARTIAL CATCH-AT-AGE FOR THE WESTERN ATLANTIC BLUEFIN ANALYSES

The selectivities of fishery-dependent abundance indices can be estimated within the VPA from the partial catches-at-age (PCAA) that are associated with those fisheries. These PCAA matrices are typically prepared by restricting the total CAA to include only data from the fleets, gears, and areas from which each specific index was developed. In practice, however, it was not always possible to implement these restrictions on the most appropriate scales. During the 2010 stock assessment meeting, a new implementation of the age-slicing algorithm (the R-Script program AgeIT) was presented that provides more flexibility for extracting partial catch-at-age (PCAA) than did previous versions by assigning an age class to each CAS record. This enables one to select CAA based on all of the fields that would be included in the CAS records. In addition, the source code to program VPA-2BOX was modified to allow the selectivity to be estimated in cases where the PCAA was not available in every year.

In order to create the alternative PCAA (adding size/month restrictions), the CAS data (with assigned age classes) were first brought into an Excel spreadsheet. A pivot table was then created that showed the sum of numbers of fish (CATCH) in each cell with the age classes reflected in the columns and a row for each year. In addition, a number of report filters were included: stock, month (MONTHC), size, flag, and gear.

U.S. rod and reel. The Group noted that the various indices developed from the U.S. rod and reel fishery for bluefin tuna are each calculated for specific size ranges (which correspond to domestic regulatory categories), and that these size ranges do not line up with the slicing limits used to assign age class (meaning that some age classes may be disproportionately represented in the index categories). Also, the data used to develop the indices were restricted to certain months (June-Sept for indices of fish < 145 cm straight fork length, July-Oct for fish > 177 cm SFL). The Group considered that it may be more appropriate to match separate PCAA to each index series to reflect the size and month range differences, rather than the application of the entire U.S. rod and reel PCAA to every series as has been done in previous assessments. Using the aforementioned pivot table, a separate PCAA matrix was generated for each U.S. rod and reel index by restricting the CAA to include the western

Atlantic stock, U.S. rod and reel catches (FLAG=25, GEAR= 11, 27, 28, 37 and 40), and the months and specific sizes covered by each index series.

U.S. Gulf of Mexico longline. During previous assessments, the PCAA from the entire U.S. longline fishery had to be applied because separate U.S. longline CAS was not available for the Gulf of Mexico in all years. Presently, the CAS (and corresponding CAA) is available separately for the Gulf of Mexico from 2004-2009. The Group prepared the PCAA for the U.S. Gulf of Mexico longline indices from these data, which can be applied to the series under the assumption that selectivity from the late period is similar to that of the early period.

Larval index. PCAA matrices from the U.S. (later period) and Japanese (early period) longline fisheries in the Gulf of Mexico were used to estimate index selectivity for the Gulf of Mexico larval survey (which is presumed to be an index of spawners in that region). These fisheries operated in similar areas and seasons as the larval survey and were believed to represent the same segment of the spawning population. In the case of the Japanese longline fisheries, the CAS was not available specifically for the Gulf of Mexico, but was generally believed to have come from the vicinity of the Gulf of Mexico and Florida (and included fish of similar size to those caught later by the U.S. LL fishery in the Gulf of Mexico).

Canada Gulf of St. Lawrence.- n previous assessments, the CPUE index derived from the Canadian Gulf of St. Lawrence fishery was adjusted to account for the observation that it generally represented fish that were older than the age 10, i.e., it was essentially an index of age 13+. Under the assumption that all fish in the plus-group (age *A* and older) suffer the same fishing mortality rate, the fraction of the plus-group covered by the index in any given year *y* may be calculated as the total catch of age 13+ divided by the total catch of age *A* and older: $C_{y,13+} / C_{y,A+}$. This adjustment has typically been incorporated in the VPA as a selectivity vector that gets multiplied by the predicted abundance at age (alternatively, one could just as well divide the observed index by the same adjustment). The adjustment was employed in the 2008 base assessment, 2010 continuity run (plus group *A* set at age 10) and in subsequent runs where the plus-group was set at age 12 (*A*=12).

The Group noted that the method may not perform as intended if the fishing mortality rate on age classes caught by the Gulf of St. Lawrence fishery differs from that on the rest of the plus-group. An alternative approach, which can be implemented with a larger plus-group, is to estimate the selectivities from the PCAA for the Gulf of St. Lawrence fishery. This was done in the base run and sensitivity runs that used a plus-group of age 16 and older.

Appendix 6

VPA BASE CASE DATA INPUTS AND REPORT FILE

A) Catch-at-age

# YEAR	Age 1	Age 2	Age 3	Age 4	Age 5	Age 6	Age 7	Age 8	Age 9	Age 10	Age 11	Age 12	Age 13	Age 14	Age 15	Age 16
1970	58920	104298	127233	17510	6528	1430	463	161	43	259	435	436	655	732	593	1299
1971	62033	152003	37948	46241	456	865	1357	1661	1180	758	805	797	1030	1090	968	2078
1972	45352	98312	33605	2514	3963	1222	92	470	465	292	185	403	730	1053	929	2371
1973	5065	73591	29957	5877	2254	2444	387	652	1270	829	265	506	643	696	587	2103
1974	55806	19939	20431	5639	2972	1448	640	739	595	609	870	516	600	2027	1425	7855
1975	43303	147653	6554	13155	907	709	283	253	419	775	1290	1058	1080	1202	1395	4813
1976	5532	19427	71850	2576	2743	1062	200	117	702	679	480	844	1802	2179	2177	6992
1977	1508	22182	9014	28496	7931	2699	2592	546	309	606	947	970	829	1157	1619	8750
1978	5564	10530	18969	4889	8281	7341	1392	447	405	252	208	348	535	588	1181	9323
1979	2828	10584	15536	8580	9753	1861	2842	1945	553	348	359	458	770	1137	1525	8422
1980	3246	16081	9991	8124	4129	1552	2327	4658	3446	973	599	584	620	685	1088	9287
1981	6290	9815	16532	3730	5693	3463	2613	2192	2271	2471	1393	1102	834	737	612	7372
1982	3608	3653	1517	523	245	461	490	391	298	502	666	604	460	240	177	1604
1983	3474	2463	3091	771	615	860	705	1102	953	773	682	585	739	705	463	2717
1984	1126	7240	1691	1493	2005	1578	928	451	522	643	703	745	679	863	557	1787
1985	776	5395	12162	2131	3523	3882	1959	729	480	436	457	614	838	802	1076	2223
1986	967	5898	6478	2914	1437	1177	1136	657	436	381	303	367	608	672	867	2712
1987	2326	12579	8766	4517	3830	3741	1240	1316	985	1037	507	415	441	492	501	1578
1988	4935	9303	11087	3821	3362	3300	3133	1575	1064	926	903	619	547	524	527	1768
1989	842	12925	1542	3104	2519	1480	1621	2161	1615	1090	835	900	716	641	575	1921
1990	2993	3583	17800	1798	2207	2135	1141	1308	1646	1534	885	681	611	522	531	1789
1991	4111	14055	10072	3081	1945	1484	1836	1727	1536	1457	1111	903	629	584	544	1514
1992	589	6088	1922	1053	1187	1332	871	1639	1723	935	932	980	849	663	481	1577
1993	416	1066	4385	3482	2276	1429	1644	1232	1749	1641	832	569	472	361	287	1327
1994	2052	720	1235	2140	2516	1828	1154	1519	2233	1082	937	793	469	399	257	1076
1995	933	1347	3242	2979	2860	4258	1310	610	885	1585	1017	638	505	403	366	1551
1996	526	9349	1676	4657	3341	1122	1385	2318	806	636	1015	909	671	502	429	1522
1997	249	1103	6392	928	1338	1502	1357	1816	1851	1138	605	609	736	672	537	1548
1998	341	889	3486	3483	652	1136	756	1436	2321	2586	1353	724	681	731	486	1437
1999	102	560	1946	1849	1760	799	743	1817	1401	1803	1878	1677	1096	735	577	1584
2000	98	287	1053	1174	3599	3127	1661	1321	1275	1204	1051	1140	1093	824	489	1497
2001	1430	361	2402	4352	987	1303	1748	2227	735	960	1192	1319	1282	1068	753	1481
2002	847	5559	4081	4528	4581	1305	991	2963	2542	1576	1125	950	1124	1056	957	1632
2003	283	2704	4521	3661	1874	1466	326	1314	2155	1633	853	444	585	570	648	1424
2004	814	2674	6944	2586	2752	2907	1454	1520	992	1013	765	575	471	321	328	1121
2005	721	4890	2470	2561	1083	840	688	977	840	702	992	1041	653	424	405	1146
2006	211	630	1245	1746	2452	2004	1063	1073	1373	1253	913	775	572	397	520	1380
2007	65	258	6687	9284	2119	1794	1214	664	575	353	469	401	341	270	252	855
2008	85	788	2292	2102	6401	1614	1797	1829	1190	850	677	415	376	272	364	1060
2009	72	222	2192	1194	987	4538	1559	711	985	875	705	475	336	387	409	1216

Year	Age 1	Age 2	Age 3	Age 4	Age 5	Age 6	Age 7	Age 8	Age 9	Age 10	Age 11	Age 12	Age 13	Age 14	Age 15	Age 16		
1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1981	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	C	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1983	0	0 0) (0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1984	0	0 0) C	0 0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1985	0	0 0) C	0 0	0	0	0	0	0	0	0	0	C	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1986	0) C	0 0	0 0	0	0	0	0	0	0	0	0	C	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1987	0) C) C	0 0	0	0	0	0	0	0	0	0	C	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1988	0) C) C	0 0	0	0	0	0	0	0	0	0	C	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1989	C) C) C	0 0	0	0	0	0	0	0	0	0	C	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1990	C) C) C	0 0	0	0	0	0	0	0	0	0	C	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
1991	C) C) (0 0	0	1.201077	76.06822	287.658	378.3393	499.548	299.0682	116.2042	64.65799	45.44075	24.82226	16.21454	'CAN GSL	ADJ'
1992	0	0	0	0	1.498031	1.997375	32.45734	147.3064	186.7545	181.9608	238.3867	236.7888	152.3997	89.782	77.79775	89.58226	'CAN GSL	ADJ'
1993	0	0	0	0	0	0	15.18505	18.088	107.4638	215.5437	162.4935	129.1662	126.6253	103.9949	60.35524	105.4211	'CAN GSL	ADJ'
1994	0	0	0	0	0	3.10279	16.00685	101.6848	88.14196	152.2007	186.263	138.8594	102.6462	73.51248	48.54531	65.63825	'CAN GSL	ADJ'
1995	0	0	0	0	0.602122	11.90899	13.21359	17.76474	83.32597	267.9069	262.4319	183.1968	117.1226	86.65335	63.44801	101.6045	'CAN GSL	ADJ'
1996	0	0	0	0	0	0	13.72443	39.8893	54.02362	69.90457	149.2054	207.2046	144.986	103.2364	77.24132	258.1991	'CAN GSL	ADJ'
1997	0	0	0	0	1.002977	12.00543	27.56324	85.34101	172.0035	147.7729	108.8704	89.0406	103.6768	90.54552	80.15799	268.7583	'CAN GSL	ADJ'
1998	0	0	0	0	0	10.19332	11.97246	50.96856	225.6165	371.5089	327.7278	165.8603	153.8515	120.462	93.367	169.7477	'CAN GSL	ADJ'
1999	0	0	0	0	0.996207	0.996207	31.31792	122.0903	176.9658	371.8506	382.9352	306.2284	154.939	69.75163	33.13802	71.41359	'CAN GSL	ADJ'
2000	0	0	0	0	0	2.976691	4.401725	19.56586	110.8936	142.1275	141.3555	158.7769	136.8421	99.34181	55.72211	56.21203	'CAN GSL	ADJ'
2001	0	0	0	0	2.998452	18.74689	278.4689	288.7808	102.9098	213.4269	254.6966	181.2608	146.7639	115.68	63.00917	52.63856	'CAN GSL	ADJ'
2002	0	0	0	0	0	1.99043	41.57684	394.9851	482.8856	133.4983	128.8216	166.6241	130.3026	103.3333	46.52723	36.30159	'CAN GSL	ADJ'
2003	0	0	0 0	0	0	1.100348	12.2096	231.0883	666.339	435.2696	108.7908	25.82467	15.80211	16.19971	8.09309	12.00386	'CAN GSL	ADJ'
2004	0	0	0	0	6.745406	20.71399	100.7465	344.8522	357.1331	264.4295	122.1804	98.52236	55.68655	18.31811	16.46883	4.822364	'CAN GSL	ADJ'
2005	0	0	0	1.989849	23.22651	20.29118	23.12081	78.51489	130.7285	200.2377	260.9217	234.0665	123.426	70.99893	75.22619	106.8982	'CAN GSL	ADJ'
2006	0	0	0	0	12.5758	24.18616	136.2798	141.6062	218.6281	307.8334	294.111	272.3922	192.2365	97.128	48.88792	82.983	'CAN GSL	ADJ'
2007	0	0	0	0	1.990997	29.63024	58.14569	125.5047	166.932	114.5486	127.6254	128.0817	101.9619	70.83295	34.36374	47.14988	'CAN GSL	ADJ'
2008	0	2.164359	2.41188	63.03669	390.0665	774.408	494.8728	374.1226	211.781	67.1751	20.29771	2.164359	2.164359	0	0	0	'CAN GSL	ADJ'
2009	0	0	0 0	0	0	50.79248	36.55691	121.4218	161.2589	164.7285	89.8634	112.8191	93.71127	116.5667	77.0132	77.23492	'CAN GSL	ADJ'

B) Continued...Partial catch-at-age used to estimate index selectivities. Columns are ages 1 to 16+. The relevant index is identified to the right.

B	B) Conti	nued	Partial ca	atch-at-a	ge used 1	to estima	te index	selectivi	ities. Co	lumns ar	e ages 1	to 16+.	The relev	vant inde	ex is idei	ntified to	the right	t.

1970	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1.2	3	10.4	57.2	74.8	102.2	258.2 'Can SWNS'
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.66	7.4	14.58	45.96	47.68	174.1 'Can SWNS'
1972	0	0	0	0	0	0	1.15	0	0	0	0	2.3	10.67	41.67	65.41	452.31 'Can SWNS'
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	1.49	0	0	7.45	4.47	28.11	63.38	594.78 'Can SWNS'
1974	0	0	0	0	0	2.96	0	0	0	0	0	1.11	8.76	35.39	83.8	1074.01 'Can SWNS'
1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.38	545.85 'Can SWNS'
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.09	0	0	2.18	10.63	842.5 'Can SWNS'
1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.21	0	1.21	4.84	5.94	745.27 'Can SWNS'
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.16	1	0	0	2.54	5.91	493.35 'Can SWNS'
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.2	6.3	507.59 'Can SWNS'
1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.5	0	3.6	5.1	626.74 'Can SWNS'
1981	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.2	1.2	639.47 'Can SWNS'
1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.88	5.75	509.36 'Can SWNS'
1983	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28.58	10.26	1015.19 'Can SWNS'
1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.98	0	2.94	573.31 'Can SWNS'
1985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.88	0.62	2.74	266.21 'Can SWNS'
1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.95	93.67 'Can SWNS'
1987	0	1.17	4.27	11.61	26.29	27.47	13.94	19.72	11.65	6.57	2.73	1.17	2.73	1.95	3.11	42.87 'Can SWNS'
1988	0	1	0	0	1	5.82	24.43	70.76	34.54	143.41	356.12	159.62	42.47	29.71	28.7	262.26 'Can SWNS'
1989	0	0	0	0	0	0.99	21.72	399.05	508.18	392.41	270.59	210.28	138.87	119.42	77.29	528 'Can SWNS'
1990	0	0	4.5	9	5.5	4.05	78.72	292.75	565.75	404.92	154.56	103.5	62.95	66.25	83.06	356.25 'Can SWNS'
1991	0	0	0	0	0	1.2	76.04	288.65	379.35	500.53	300.9	129.13	116.31	106.85	91.14	343.76 'Can SWNS'
1992	0	0	0	0	3.34	2	32.5	152.18	189.58	186.02	243.06	250.7	162.41	109.05	107.03	408.97 'Can SWNS'
1993	0	0	0	0	0	0	15.21	18.82	108.48	217.93	170.74	133.36	135.74	108.76	77.79	510.84 'Can SWNS'
1994	0	0	0	0	0	5.12	17.04	103.73	90.17	153.21	196.34	149.9	111.7	86.56	60.57	320.34 'Can SWNS'
1995	0	0	0	0	0.6	11.87	15.59	21.05	84.42	281.78	279.6	194.85	129	107.54	83.86	641.21 'Can SWNS'
1996	0	0	0	0	0	1	21.8	41.8	57.02	76.19	158.46	217.07	165.14	140.3	134.33	678.84 'Can SWNS'
1997	0	0	0	1.08	2.08	13.1	29.73	91.85	178.73	152.22	108.89	96.55	124.12	119.05	106.94	616.86 'Can SWNS'
1998	0	0	0	0	0	10.19	11.97	50.96	228.47	376.36	330.57	168.7	160.77	134.55	112.62	500.23 'Can SWNS'
1999	0	0	1.1	0	3.59	2.69	35.56	126.4	190.73	376.01	393.2	337.33	169.96	74.43	45.53	459.7 'Can SWNS'
2000	0	0	0	0	1	2.98	4.41	20.57	121.03	151.36	154.62	184.48	179.44	147.68	95.81	741.53 'Can SWNS'
2001	0	0	0	0	4.4	18.73	280.91	288.8	102.96	216.53	262.99	184.07	172.92	160.84	103.04	476.7 'Can SWNS'
2002	0	0	0	0	0	3.57	43.18	397.78	494.96	135.08	137.33	178.02	161.66	161.68	137.5	622.47 'Can SWNS'
2003	0	0	0	0	0	1.1	13.1	232.14	679.92	448.35	129.37	44.81	37.9	79.5	91.02	511.51 'Can SWNS'
2004	0	0	0	0	7.94	21.89	107.26	349.49	362.83	274.5	154.37	141.37	91.26	55.06	90.06	593.65 'Can SWNS'
2005	0	0	0	1.98	23.19	20.23	23.07	82.16	134.87	206.34	285.61	299.82	181.92	120.24	149.61	692.5 'Can SWNS'
2006	0	0	0	0	12.71	24.5	139.09	143.42	224.44	324.37	318.82	335.44	262.56	181.89	130.89	769.72 'Can SWNS'
2007	0	0	0	0	1.99	30.59	58.09	126.56	170.19	118.78	139.38	153.99	150.07	131.45	108.35	511.16 'Can SWNS'
2008	0	2.16	6.92	199.89	451.92	792	523.82	414.85	283.08	118.89	43.12	22.68	49.65	68.79	84.01	522.12 'Can SWNS'
2009	0	0	0	0	4.09	65.08	47.52	125.38	180.91	183.31	117.69	137.93	123.32	172.51	145.81	464.7 'Can SWNS'

1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1980	161.3	4118.6	290.3	160.1	66.8	0.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1981	1701.6	1484.2	422.4	59.4	19.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1982	117.1	3009.2	619	117.3	50.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1983	344	2343.8	812.7	114.9	37.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1984	191.9	5542.9	1084.9	299.7	185.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1985	197.7	5266.9	5481.7	85.2	49.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1986	382.6	5764.2	5250.4	678.3	47.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1987	889.1	12227.9	7212.2	2193.1	669.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1988	0	8902.5	7322	73.9	147.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1989	65.6	12588.7	1185.8	1943.2	1596	2.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1990	919.4	2066.4	13030.1	644.8	584	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1991	1634	11614	8492.7	1502.2	417.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1992	429.2	5813.1	1423.5	121.6	256	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1993	120.9	1016.4	3659.6	1983	1005.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1994	36.7	644.5	912.5	574.4	652.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1995	282.7	1288.1	2956.5	1834.7	2170.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1996	183.7	9166.2	1103.9	3267.9	2155.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1997	38.2	1094.7	6174	325.2	579.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1998	80.4	880.1	3230.8	2357.9	116	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
1999	29	507.3	1805.4	1002.5	513.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
2000	0	249.2	572.1	377.9	256.4	1.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
2001	36.7	327.4	2344.5	4231.3	768.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
2002	548.6	5476.7	4026.1	4434.9	4436.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
2003	120.7	2084.8	3481	1755.9	808.3	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
2004	517.6	2630.9	6703.6	2036.5	1136	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
2005	371.9	4818.8	1865.9	1910.9	301.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
2006	129.1	436.3	859	1035.6	1942.4	9.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
2007	9.4	209.5	3958.4	6830.8	1173.1	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
2008	18.6	684.3	1993.9	1217	4554.8	6.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'
2009	26	190.5	1905.3	987.1	721.7	3.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR<145'

B) Continued...Partial catch-at-age used to estimate index selectivities. Columns are ages 1 to 16+. The relevant index is identified to the right.

1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1980	161.3	4118.6	290.3	34.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1981	1701.6	1484.2	409.2	6.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1982	117.1	3009.2	619	50.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1983	344	2343.8	812.7	29.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1984	191.9	5542.9	1084.9	53.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1985	197.7	5266.9	5481.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1986	382.6	5764.2	5250.4	19.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1987	889.1	12227.9	6630.8	264	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1988	0	8902.5	7322	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1989	65.6	12588.7	1185.8	245.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1990	919.4	2066.4	13030.1	140	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1991	1634	11614	8492.7	152.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1992	429.2	5813.1	1423.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1993	120.9	1016.4	3659.6	650.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1994	36.7	644.5	912.5	257.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1995	282.7	1288.1	2956.5	340.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1996	183.7	9166.2	1103.9	457.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1997	38.2	1094.7	6174	111.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1998	80.4	880.1	3230.8	673.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
1999	29	507.3	1805.4	338.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
2000	0	249.2	572.1	46.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
2001	36.7	327.4	2344.5	570.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
2002	548.6	5476.7	4026.1	235.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
2003	120.7	2084.8	3481	347	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
2004	517.6	2630.9	6703.6	44.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
2005	371.9	4818.8	1865.9	582.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
2006	129.1	436.3	859	105	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
2007	9.4	209.5	3958.4	1754.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
2008	18.6	684.3	1993.9	117.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'
2009	26	190.5	1905.3	123.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR66-114'

B) Continued...Partial catch-at-age used to estimate index selectivities. Columns are ages 1 to 16+. The relevant index is identified to the right.

1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1980	0	0	0	125.9	66.8	0.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1981	0	0	13.2	52.8	19.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1982	0	0	0	67	50.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1983	0	0	0	85	37.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1984	0	0	0	246	185.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1985	0	0	0	85.2	49.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1986	0	0	0	658.7	47.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1987	0	0	581.4	1929.1	669.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1988	0	0	0	73.9	147.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1989	0	0	0	1697.3	1596	2.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1990	0	0	0	504.8	584	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1991	0	0	0	1349.4	417.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1992	0	0	0	121.6	256	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1993	0	0	0	1332.6	1005.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1994	0	0	0	317.1	652.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1995	0	0	0	1494.5	2170.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1996	0	0	0	2810.1	2155.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1997	0	0	0	213.4	579.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1998	0	0	0	1684.2	116	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
1999	0	0	0	663.8	513.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
2000	0	0	0	331.1	256.4	1.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
2001	0	0	0	3660.4	768.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
2002	0	0	0	4199.7	4436.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
2003	0	0	0	1408.9	808.3	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
2004	0	0	0	1992.3	1136	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
2005	0	0	0	1328.7	301.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
2006	0	0	0	930.6	1942.4	9.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
2007	0	0	0	5076.3	1173.1	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
2008	0	0	0	1099.2	4554.8	6.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'
2009	0	0	0	864	721.7	3.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR115-144'

B) Continued...Partial catch-at-age used to estimate index selectivities. Columns are ages 1 to 16+. The relevant index is identified to the right.

1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1981	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1983	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1987	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1988	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1989	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1990	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1992	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1993	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1995	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1996	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1998	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
2005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
2006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
2007	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
2008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'
2009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR145-177'

B) Continued...Partial catch-at-age used to estimate index selectivities. Columns are ages 1 to 16+. The relevant index is identified to the right.

1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195'	
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195'	
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195'	
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195'	
1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195'	
1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195'	
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195'	
1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195'	
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195'	
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195'	
1980	0	0	0	0	0	0	0	0	15.4	50.6	28.3	26.2	36.9	21.9	21.2	296.6 'US RR>195'	
1981	0	0	0	0	0	0	0	0	17.6	138.8	179.8	127.4	67	45.2	49.4	249.2 'US RR>195'	
1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100.9	210	156.7	134.8	42.2	34.1	198.3 'US RR>195'	
1983	0	0	0	0	0	0	0	0	6.5	82.2	109.8	91	142.8	185	140.8	439.6 'US RR>195'	
1984	0	0	0	0	0	0	0	0	13.8	63.8	102.4	130.2	167.6	168.3	142.5	307.1 'US RR>195'	
1985	0	0	0	0	0	0	0	0	9.4	54.2	69.8	82.3	145.2	136.3	164.1	288.1 'US RR>195'	
1986	0	0	0	0	0	0	0	0	7.3	34.1	32	50.9	35.5	55.4	53.8	135.4 'US RR>195'	
1987	0	0	0	0	0	0	0	0	5.4	53.8	46.3	43	47.3	51.1	43	158.5 'US RR>195'	
1988	0	0	0	0	0	0	0	0	8	56.8	43	39.6	32.5	44.8	38.9	180.9 'US RR>195'	
1989	0	0	0	0	0	0	0	0	11.3	57.7	42.1	61.5	48.2	46.1	46.9	206.6 'US RR>195'	
1990	0	0	0	0	0	0	0	0	20.3	119.3	47	58.3	47.1	70	85	399.2 'US RR>195'	
1991	0	0	0	0	0	0	0	0	15.9	62.6	73	111.7	76.4	89	105.1	251.3 'US RR>195'	
1992	0	0	0	0	0	0	0	0	8.7	60	72.2	117.3	127.7	119	83.5	351.8 'US RR>195'	
1993	0	0	0	0	0	0	0	0	28.5	199.5	135.5	78	69.9	75.1	73.3	251.7 'US RR>195'	
1994	0	0	0	0	0	0	0	0	43.3	163	121.5	191.8	107.2	114.8	75.7	199.4 'US RR>195'	
1995	0	0	0	0	0	0	0	0	47.1	360.8	257.5	162.7	138.2	143.6	156.8	450.3 'US RR>195'	
1996	0	0	0	0	0	0	0	0	29.3	121.4	138.5	167	127	111	98.1	262.2 'US RR>195'	
1997	0	0	0	0	0	0	0	0	81.9	406.3	189.9	209.6	277.7	276.9	233.3	476.7 'US RR>195'	
1998	0	0	0	0	0	0	0	0	21.9	243.1	232.1	154.5	188	225.4	198.1	391.8 'US RR>195'	
1999	0	0	0	0	0	0	0	0	45.1	288.9	452.2	471.2	275.7	264	253.2	474.6 'US RR>195'	
2000	0	0	0	0	0	0	0	0	72.6	232	344.6	348	345.1	365.8	194.7	336.6 'US RR>195'	
2001	0	0	0	0	0	0	0	0	14.7	185.4	455.1	435	647.6	566.3	400.7	658.1 'US RR>195'	
2002	0	0	0	0	0	0	0	0	30.3	131.4	284.6	271.8	415.3	595	516.3	681.3 'US RR>195'	
2003	0	0	0	0	0	0	0	0	26.7	144.1	156.3	121.1	225.9	265.7	317.9	503 'US RR>195'	
2004	0	0	0	0	0	0	0	0	17.4	89.6	129.3	87.6	71.8	84.3	85.4	226.4 'US RR>195'	
2005	0	0	0	0	0	0	0	0	14.5	68.9	76.7	79.4	79.7	60.9	37.5	122.6 'US RR>195'	
2006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21.8	27.1	42.4	33.9	33.5	23.9	149.4 'US RR>195'	Ī
2007	0	0	0	0	0	0	0	0	4.7	19.5	39.2	34.7	29.7	17	19.3	94.8 'US RR>195'	
2008	0	0	0	0	0	0	0	0	4.3	25.6	18	18.8	15.2	33.4	21.6	106.2 'US RR>195'	
2009	0	0	0	0	0	0	0	0	23.4	63.7	58.5	60.6	33.8	43.3	45.9	379.3 'US RR>195'	Ī

B) Continued...Partial catch-at-age used to estimate index selectivities. Columns are ages 1 to 16+. The relevant index is identified to the right.

1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1981	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1983	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1987	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1988	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1989	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1990	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1992	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1993	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1995	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1996	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1998	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
2005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
2006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
2007	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
2008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'
2009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'US RR>195 COMB'

B) Continued...Partial catch-at-age used to estimate index selectivities. Columns are ages 1 to 16+. The relevant index is identified to the right.

1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ' US RR>177'	
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ' US RR>177'	
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ' US RR>177'	
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ' US RR>177'	
1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ' US RR>177'	
1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ' US RR>177'	
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ' US RR>177'	
1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ' US RR>177'	
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ' US RR>177'	
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ' US RR>177'	
1980	0	0	0	0	0	0	0	9	72.3	50.6	28.3	26.2	36.9	21.9	21.2	296.6 ' US RR>177'	
1981	0	0	0	0	0	0	0	1	44.8	138.8	179.8	127.4	67	45.2	49.4	249.2 ' US RR>177'	
1982	0	0	0	0	0	0	0	11.4	56.4	100.9	210	156.7	134.8	42.2	34.1	198.3 ' US RR>177'	
1983	0	0	0	0	0	0	0	36.8	126.5	82.2	109.8	91	142.8	185	140.8	439.6 ' US RR>177'	
1984	0	0	0	0	0	0	0	41.2	68.4	63.8	102.4	130.2	167.6	168.3	142.5	307.1 ' US RR>177'	
1985	0	0	0	0	0	0	0	55.1	56.1	54.2	69.8	82.3	145.2	136.3	164.1	288.1 ' US RR>177'	
1986	0	0	0	0	0	0	0	44.8	43.6	34.1	32	50.9	35.5	55.4	53.8	135.4 ' US RR>177'	
1987	0	0	0	0	0	0	0	41.6	41.7	53.8	46.3	43	47.3	51.1	43	158.5 ' US RR>177'	
1988	0	0	0	0	0	0	0	25.6	63.6	56.8	43	39.6	32.5	44.8	38.9	180.9 ' US RR>177'	
1989	0	0	0	0	0	0	0	196.7	147.8	57.7	42.1	61.5	48.2	46.1	46.9	206.6 ' US RR>177'	
1990	0	0	0	0	0	0	0	143.5	136.3	119.3	47	58.3	47.1	70	85	399.2 ' US RR>177'	
1991	0	0	0	0	0	0	0	25.5	61.4	62.6	73	111.7	76.4	89	105.1	251.3 ' US RR>177'	
1992	0	0	0	0	0	0	0	112.2	208.6	60	72.2	117.3	127.7	119	83.5	351.8 ' US RR>177'	
1993	0	0	0	0	0	0	0	104.2	124.2	199.5	135.5	78	69.9	75.1	73.3	251.7 ' US RR>177'	
1994	0	0	0	0	0	0	0	295.8	526.1	163	121.5	191.8	107.2	114.8	75.7	199.4 ' US RR>177'	
1995	0	0	0	0	0	0	0	146.5	232.3	360.8	257.5	162.7	138.2	143.6	156.8	450.3 ' US RR>177'	
1996	0	0	0	0	0	0	0	619.6	253.3	121.4	138.5	167	127	111	98.1	262.2 ' US RR>177'	
1997	0	0	0	0	0	0	0	448.1	657.5	406.3	189.9	209.6	277.7	276.9	233.3	476.7 ' US RR>177'	
1998	0	0	0	0	0	0	0	279.7	786.5	243.1	232.1	154.5	188	225.4	198.1	391.8 ' US RR>177'	
1999	0	0	0	0	0	0	0	377.5	290.2	288.9	452.2	471.2	275.7	264	253.2	474.6 ' US RR>177'	
2000	0	0	0	0	0	0	0	36.8	204.3	232	344.6	348	345.1	365.8	194.7	336.6 ' US RR>177'	
2001	0	0	0	0	0	0	0	308.2	121.9	185.4	455.1	435	647.6	566.3	400.7	658.1 ' US RR>177'	
2002	0	0	0	0	0	0	0	401.3	280.8	131.4	284.6	271.8	415.3	595	516.3	681.3 ' US RR>177'	
2003	0	0	0	0	0	0	0	183.9	211.6	144.1	156.3	121.1	225.9	265.7	317.9	503 ' US RR>177'	
2004	0	0	0	0	0	0	0	101	72.6	89.6	129.3	87.6	71.8	84.3	85.4	226.4 ' US RR>177'	
2005	0	0	0	0	0	0	0	29.7	94.9	68.9	76.7	79.4	79.7	60.9	37.5	122.6 ' US RR>177'	
2006	0	0	0	0	0	0	0	61	11.8	21.8	27.1	42.4	33.9	33.5	23.9	149.4 ' US RR>177'	
2007	0	0	0	0	0	0	0	42.3	60.2	19.5	39.2	34.7	29.7	17	19.3	94.8 ' US RR>177'	
2008	0	0	0	0	0	0	0	147.1	39	25.6	18	18.8	15.2	33.4	21.6	106.2 ' US RR>177'	
2009	0	0	0	0	0	0	0	68.2	107.7	63.7	58.5	60.6	33.8	43.3	45.9	379.3 ' US RR>177'	

B) Continued...Partial catch-at-age used to estimate index selectivities. Columns are ages 1 to 16+. The relevant index is identified to the right.

1970	0	0	0	0	0	0	0	0	12	42.9	60.6	42.9	55	58.6	27.9	13.7 'JLL AREA 2 (WEST)'
1971	12.7	243.5	31	131.5	89.2	271.5	830.4	1524.9	1114	698.5	679.2	537.9	393	228.9	112.1	240.3 'JLL AREA 2 (WEST)'
1972	26.6	49.2	52.4	15.2	130.6	49.9	40.6	94	327.1	188	46.2	65.8	67.1	59.7	23.7	108.3 'JLL AREA 2 (WEST)'
1973	83.9	427.2	542.6	458.1	665.7	249.7	218	571.6	1076.7	670.1	169.6	275.8	301	260.6	85.8	236.6 'JLL AREA 2 (WEST)'
1974	104.3	2549.1	2668.8	1555.6	494.2	96.9	449.3	599.3	517.4	493.4	438.5	419.1	387.7	247	257.4	323.8 'JLL AREA 2 (WEST)'
1975	2.3	36.9	54.1	76.4	186.5	20.3	16	159.4	334.5	614.4	1146.3	910.2	855.3	821.1	841.6	1837.4 'JLL AREA 2 (WEST)'
1976	174.7	1175.9	5491	2375.3	2501.7	981.8	173.4	104.2	617.1	569.5	346.4	675.8	1462.3	1816.5	1664.4	4156.8 'JLL AREA 2 (WEST)'
1977	57.6	411.2	5173.4	9268.8	2230.2	1777.2	1702	394.4	151.8	238.7	207.5	330.5	466.7	928.8	1350.5	5898.1 'JLL AREA 2 (WEST)'
1978	78.6	187.4	1392	2719.1	2454.2	2611	967	385.2	309.1	169	171.8	316.1	453.3	460.1	906.3	6193.2 'JLL AREA 2 (WEST)'
1979	46.6	332	1410.4	1208.8	669.1	1536.8	2512.9	1712.7	509.8	298.9	296.4	389.7	649.7	909.5	1105.4	4975.9 'JLL AREA 2 (WEST)'
1980	133.8	476.8	1752.6	2661.3	1222.4	1322.1	2256.9	4582.3	3070.2	767.7	483.6	453.5	511.4	594.3	979.7	6883 'JLL AREA 2 (WEST)'
1981	354.4	1453.4	8404.4	3335	4344.5	3033.1	2513.5	2042.5	1679.2	1005.4	438.9	654.6	578.2	544.8	442.2	5210.7 'JLL AREA 2 (WEST)'
1982	14.2	78.2	156	224.5	152.4	351.9	370	280.4	135.8	186	125.6	96.6	123.9	87	39.8	100.9 'JLL AREA 2 (WEST)'
1983	6	119.5	2150.5	577	550	773.5	559.5	921.5	528.5	365	223	114	113	47	35	44 'JLL AREA 2 (WEST)'
1984	56.3	1523.3	602.3	1188.5	1805.3	1480.5	767.3	351.6	308	277	178.9	102.5	60.5	108.6	2	110.2 'JLL AREA 2 (WEST)'
1985	34.9	127.6	6652.9	2013.4	3462.8	3695.3	1740.2	590	358.4	244.8	154.6	112.1	180.1	66.8	238.5	331.5 'JLL AREA 2 (WEST)'
1986	3.5	133	1221.8	2209.9	1340.2	1043.3	972.3	496.3	326.3	270.9	71.9	38.7	55.1	37.9	27.7	72.8 'JLL AREA 2 (WEST)'
1987	7.3	346.4	1436.2	1958.8	3020	3436.8	1023.2	989.8	719.9	621	164.9	107.8	18.2	27.4	29.5	60.9 'JLL AREA 2 (WEST)'
1988	56.2	260.3	3308.8	3227.2	2767.5	2412.6	2485.6	1132.6	741.4	331.5	159.2	80.1	84.4	23.1	55.7	134.4 'JLL AREA 2 (WEST)'
1989	0	176.6	128.8	461.3	633.3	748.5	730.3	763.7	519.2	204.7	89.9	72.3	64.3	42.4	18.1	95 'JLL AREA 2 (WEST)'
1990	0	91.7	697.5	329.3	1224.7	1187	740.2	573.8	598.8	388.3	211.4	72.5	73.1	9	22.5	103.1 'JLL AREA 2 (WEST)'
1991	0	147.9	460.6	822.2	1384.7	1179.4	1370.1	908.4	421	302.4	184.2	165.3	92	21.9	7.1	109 'JLL AREA 2 (WEST)'
1992	10.2	13.6	255.1	284	743.3	802.9	524.7	811.4	842.6	200.9	138.8	74.4	80.3	62.5	38.3	87 'JLL AREA 2 (WEST)'
1993	0	10	322.8	860.8	1008.8	1283.3	1182.7	490	540	444	187.8	68.8	38	28.6	13	96.5 'JLL AREA 2 (WEST)'
1994	0	72.5	239.5	1220.8	1811.1	1554.7	535.2	418.7	439.1	217.3	63.5	61.5	22.6	9	0	4.5 'JLL AREA 2 (WEST)'
1995	53.6	53.6	120.5	389.5	605.1	2448.2	995.2	50.4	200.2	89.7	0	0	0	0	0	0 'JLL AREA 2 (WEST)'
1996	5.5	175.5	407.5	696.9	1020.5	524.5	886.4	654.8	234.6	44.3	106.6	94.7	69.8	48.8	20.9	63.1 'JLL AREA 2 (WEST)'
1997	0	0	65.78	131.54	634.95	495.55	824.66	463.8	505.69	116.05	34.41	26.42	15.87	31.75	7.89	15.87 'JLL AREA 2 (WEST)'
1998	0	0	142.8	714.3	461.9	840.7	601.7	680.2	837	1133.6	301.8	140.8	23.8	93.5	4.2	105.6 'JLL AREA 2 (WEST)'
1999	0	25.2	26.8	397.9	1061.8	532.5	573	580.2	293.9	110	73.4	57.3	86.9	33.6	11.9	17.5 'JLL AREA 2 (WEST)'
2000	0	10.9	13.5	231.6	1908.8	1285.2	730.8	445.7	270.7	76.9	12.2	27.9	7.9	18.8	9.2	31.6 'JLL AREA 2 (WEST)'
2001	23.5	5.9	14.7	29.3	100.5	213.5	812	842	295.9	268.8	172.4	255.7	103.3	73	73.2	87.5 'JLL AREA 2 (WEST)'
2002	10.7	20.9	30.8	81.6	34.6	67.9	283.5	1128	967.6	769.1	284.9	140.2	107.9	43.4	9.3	73.6 'JLL AREA 2 (WEST)'
2003	0	9.7	10.2	158.2	203.1	162.6	88	51.3	25.2	15	10.1	10	0.1	0	0	0 'JLL AREA 2 (WEST)'
2004	0	0	0	230.5	1378.3	2208	1047.2	488.2	200.4	238.1	70.1	84.9	15.4	45.7	0.7	15.4 'JLL AREA 2 (WEST)'
2005	0	40.1	590.2	605.7	641.26	395.96	499.55	580.37	303.68	107.83	176.24	115.91	43.26	9.41	28.23	23.83 'JLL AREA 2 (WEST)'
2006	0	128.42	271.09	542.14	328.16	1141.34	585.8	549.07	905.32	562.71	270.68	235.85	148.23	85.11	115.45	245.35 'JLL AREA 2 (WEST)'
2007	0	2.99	2429.92	1894.68	666.03	603.49	365.41	213.92	152.72	65.87	70.4	80.19	32.09	29.11	14.63	58.28 'JLL AREA 2 (WEST)'
2008	0	3.13	4.2	215.25	573.26	344.72	833.39	715.33	560.67	391.69	311.44	238.26	216.72	68.27	72.97	102.71 'JLL AREA 2 (WEST)'
2009	1.64	0	5.62	0	0	0	0	64.65	193.69	169.09	106.55	74.48	34.29	26.12	19.67	38.25 'JLL AREA 2 (WEST)'

B) Continued...Partial catch-at-age used to estimate index selectivities. Columns are ages 1 to 16+. The relevant index is identified to the right.

1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LARVAL'
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LARVAL'
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LARVAL'
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LARVAL'
1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LARVAL'
1975	0	0	1	2	0	0	3	12	45	107	146	159	149	125	125	294	LARVAL'
1976	0	0	0	0	2	1	5	7	29	34	83	172	387	413	404	1042	'LARVAL'
1977	0	0	0	0	0	3	2	2	10	24	26	84	137	250	338	1607	'LARVAL'
1978	0	0	0	0	0	2	4	2	4	32	50	196	418	368	680	5030	'LARVAL'
1979	0	0	0	1	0	3	0	0	2	6	17	66	178	236	264	1300	'LARVAL'
1980	0	0	0	0	0	0	0	1	3	4	9	36	62	83	252	1711	'LARVAL'
1981	0	0	0	0	1	1	1	2	6	10	7	17	48	49	54	463	'LARVAL'
1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
1983	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
1985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
1987	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
1988	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
1989	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
1990	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
1992	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LARVAL'
1993	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LARVAL'
1994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LARVAL'
1995	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LARVAL'
1996	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LARVAL'
1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
1998	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LARVAL'
1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
2004	0	0	0	0	0	0	0	11.4	20.9	13	15.2	15	59.8	27.2	26.3	43.2	'LARVAL'
2005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	'LARVAL'
2006	0	0	0	0	0	0	0	0	3.9	32.5	54.9	19.4	25.8	59.2	125.5	45.8	'LARVAL'
2007	0	0	0	0.9	2.9	13.4	0	17.6	9.7	30	48.8	33.4	40.5	17.2	69.7	59.7	'LARVAL'
2008	0	0	0	0	0	3.6	0	29.3	31.2	45.3	93	37.3	15.5	42.8	82.2	88.3	'LARVAL'
2009	0	0	0	0	2	2.5	0	17.5	18.2	11.4	83.1	38.7	38.1	35.5	82.7	123.3	'LARVAL'

B) Continued...Partial catch-at-age used to estimate index selectivities. Columns are ages 1 to 16+. The relevant index is identified to the right.

1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1981	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1983	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1987	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1988	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1989	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1990	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1992	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1993	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1995	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1996	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1998	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
2004	0	0	0	0	0	0	0	11.4	20.9	13	15.2	15	59.8	27.2	26.3	43.2 'USLL GON
2005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'USLL GON
2006	0	0	0	0	0	0	0	0	3.9	32.5	54.9	19.4	25.8	59.2	125.5	45.8 'USLL GON
2007	0	0	0	0.9	2.9	13.4	0	17.6	9.7	30	48.8	33.4	40.5	17.2	69.7	59.7 'USLL GON
2008	0	0	0	0	0	3.6	0	29.3	31.2	45.3	93	37.3	15.5	42.8	82.2	88.3 'USLL GON
2009	0	0	0	0	2	2.5	0	17.5	18.2	11.4	83.1	38.7	38.1	35.5	82.7	123.3 'USLL GON

B) Continued...Partial catch-at-age used to estimate index selectivities. Columns are ages 1 to 16+. The relevant index is identified to the right.

1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1975	0	0	1	2	0	0	3	12	45	107	146	159	149	125	125	294 'JLL GOM'
1976	0	0	0	0	2	1	5	7	29	34	83	172	387	413	404	1042 'JLL GOM'
1977	0	0	0	0	0	3	2	2	10	24	26	84	137	250	338	1607 'JLL GOM'
1978	0	0	0	0	0	2	4	2	4	32	50	196	418	368	680	5030 'JLL GOM'
1979	0	0	0	1	0	3	0	0	2	6	17	66	178	236	264	1300 'JLL GOM'
1980	0	0	0	0	0	0	0	1	3	4	9	36	62	83	252	1711 'JLL GOM'
1981	0	0	0	0	1	1	1	2	6	10	7	17	48	49	54	463 'JLL GOM'
1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1983	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1987	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1988	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1989	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1990	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1992	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1993	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1995	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1996	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1998	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
2005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
2006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
2007	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
2008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'
2009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'JLL GOM'

B) Continued...Partial catch-at-age used to estimate index selectivities. Columns are ages 1 to 16+. The relevant index is identified to the right.

1970	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1971	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1972	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1973	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1974	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1975	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1976	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1977	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1978	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1979	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
1980	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
1981	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
1982	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
1983	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
1984	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
1985	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
1986	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
1987	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
1988	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
1989	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
1990	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
1991	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
1992	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1993	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1994	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1995	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1996	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1997	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1998	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
1999	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING'
2000	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
2001	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
2002	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
2003	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
2004	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
2005	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
2006	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
2007	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
2008	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING
2009	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 'TAGGING

B) Continued...Partial catch-at-age used to estimate index selectivities. Columns are ages 1 to 16+. The relevant index is identified to the right.

YEAR	Age 1	Age 2	Age 3	Age 4	Age 5	Age 6	Age 7	Age 8	Age 9	Age 10	Age 11	Age 12	Age 13	Age 14	Age 15	Age 16+
1970	3.20	8.32	16.89	35.53	47.69	67.01	85.42	113.30	145.52	154.62	173.72	198.66	223.25	247.98	264.63	327.73
1971	3.48	8.30	20.89	31.44	51.20	69.88	86.65	106.89	126.82	149.12	172.48	198.50	224.12	248.76	272.98	317.23
1972	4.39	9.67	19.16	37.67	51.60	62.39	90.02	112.49	129.30	149.56	176.77	202.22	227.65	246.89	271.55	330.94
1973	3.74	8.86	20.70	38.19	47.93	69.19	89.03	115.65	134.10	152.95	179.96	208.23	230.76	249.75	277.69	333.90
1974	3.64	10.04	17.09	34.89	49.38	64.21	87.67	101.47	131.83	151.27	169.97	196.81	219.91	247.50	263.25	323.11
1975	3.86	8.63	22.42	32.61	47.14	66.90	83.76	110.46	134.72	152.31	168.00	193.83	216.42	243.31	264.63	321.65
1976	4.01	10.20	18.75	32.08	45.09	64.23	91.78	113.97	144.21	160.36	176.04	195.67	218.10	236.65	256.84	322.16
1977	4.77	10.26	20.48	33.84	45.65	63.04	81.32	102.93	128.30	150.47	172.98	195.58	218.15	241.28	258.37	325.90
1978	5.14	10.94	21.48	30.99	47.02	64.38	83.55	108.92	138.73	163.12	185.71	200.09	219.03	242.24	259.19	339.25
1979	5.29	11.23	21.63	35.67	44.23	65.72	84.76	108.11	133.88	160.38	183.17	202.11	220.02	239.99	260.02	337.84
1980	5.03	12.21	20.70	32.53	46.78	69.48	91.69	112.92	136.22	167.63	191.76	215.43	237.19	255.17	267.43	343.01
1981	5.57	11.05	21.53	32.18	45.47	65.46	85.67	108.94	133.87	158.13	183.98	205.00	226.05	240.89	259.84	371.83
1982	4.12	10.81	20.79	31.57	52.63	68.13	89.17	113.21	139.44	160.57	186.80	208.75	233.70	250.96	271.81	392.37
1983	3.99	10.10	19.59	33.63	50.48	66.93	91.45	115.44	140.46	163.89	188.31	213.90	236.55	257.03	279.26	377.54
1984	5.27	11.31	22.88	35.72	50.98	74.31	92.84	114.86	139.72	162.13	186.83	208.00	234.01	262.65	281.80	382.00
1985	4.57	10.21	17.17	31.22	43.60	61.95	79.64	101.58	125.71	152.56	178.76	201.82	223.01	246.53	265.13	337.68
1986	5.28	10.27	19.68	38.09	50.58	70.12	91.86	114.91	137.95	162.73	182.25	204.62	229.23	253.16	278.69	350.43
1987	5.08	9.82	22.26	36.63	49.94	67.19	85.61	109.71	130.38	155.50	180.41	202.51	230.00	258.81	279.73	349.07
1988	3.87	11.19	20.06	34.56	49.80	67.74	86.99	110.54	132.99	157.72	182.83	208.51	232.25	251.77	280.55	354.33
1989	4.53	11.06	21.45	35.96	47.78	68.37	89.97	111.91	133.99	160.88	182.94	205.20	229.78	254.88	277.00	356.29
1990	5.24	12.23	18.84	35.12	47.04	66.41	85.78	112.04	138.01	162.78	185.16	206.45	231.34	253.26	278.50	347.03
1991	5.38	13.46	19.63	36.89	53.42	70.16	93.31	114.29	142.16	166.12	184.46	205.67	232.92	255.70	277.59	348.71
1992	5.94	12.72	19.04	35.88	50.11	71.08	88.61	110.29	134.87	160.84	183.60	205.63	231.70	252.07	275.39	347.63
1993	5.10	11.57	23.82	33.36	51.24	66.94	89.28	110.87	135.71	157.85	182.18	204.81	227.23	250.53	275.49	364.04
1994	4.71	12.03	22.14	31.87	45.52	62.76	82.88	109.25	132.38	157.32	183.82	203.76	226.69	249.73	269.64	350.71
1995	4.90	13.62	22.44	35.13	48.60	71.02	89.57	109.23	137.51	160.00	182.15	204.71	228.25	251.21	273.33	369.65
1996	5.15	11.08	22.82	34.79	48.72	69.94	92.56	113.19	137.70	159.85	187.90	209.75	234.84	257.75	282.54	361.88
1997	5.05	12.66	20.26	36.31	51.22	68.43	91.24	112.02	135.70	157.20	183.62	207.67	233.38	257.24	276.85	356.02
1998	4.99	11.75	20.51	32.71	52.63	68.77	90.94	116.61	139.29	162.02	182.95	207.52	233.18	254.40	275.06	352.46
1999	5.42	11.22	21.77	35.53	53.96	71.60	93.71	113.88	136.24	159.02	184.11	206.73	230.95	254.11	276.93	355.41
2000	4.81	11.79	19.09	34.07	46.49	73.15	90.76	110.77	138.97	159.48	188.69	211.82	236.16	264.27	284.54	376.50
2001	4.72	12.80	22.48	33.89	49.13	68.23	95.00	116.01	141.83	166.01	190.73	215.14	242.85	265.54	289.89	352.62
2002	6.33	10.93	19.91	35.15	48.01	63.66	90.69	114.12	137.95	160.89	186.75	209.62	238.08	265.79	284.83	352.60
2003	5.66	11.51	21.60	34.02	50.70	69.17	92.13	115.31	137.43	158.80	184.15	210.24	241.65	265.21	286.90	342.31
2004	6.33	11.94	21.93	35.51	46.15	64.95	89.10	111.40	134.80	159.01	184.62	210.31	231.19	260.83	277.72	345.47
2005	5.38	9.80	19.79	30.70	47.55	62.27	82.59	105.75	132.23	160.12	183.99	207.86	231.99	254.63	276.59	349.01
2006	5.52	12.63	17.81	33.27	46.90	64.04	84.60	109.63	128.02	155.10	182.21	206.80	231.97	255.90	269.41	348.30
2007	4.51	11.76	22.41	30.40	49.64	63.54	82.38	111.84	136.63	162.07	186.45	211.78	237.66	262.72	278.79	365.84
2008	4.56	11.92	21.83	36.66	49.11	70.13	93.26	114.70	138.27	157.86	179.43	207.83	231.34	259.44	278.87	377.79
2009	5.39	13.24	21.76	34.43	51.29	69.43	83.92	112.09	133.36	156.42	180.31	207.55	235.55	260.52	277.30	372.91