

REPORT OF THE 2014 ATLANTIC BLUEFIN TUNA STOCK ASSESSMENT SESSION

(Madrid, Spain – 22 to 27 September 2014)

SUMMARY

This meeting was held in Madrid, Spain, 22-27 September 2014. Update assessments were conducted for both stocks. Various sensitivity tests had also been conducted to investigate the impact of uncertainty on stock assessment results. Ongoing research activities and initiatives to improve knowledge were also reported on.

RÉSUMÉ

La réunion a eu lieu à Madrid (Espagne) du 22 au 27 Septembre 2014. Des mises à jour des évaluations ont été réalisées pour les deux stocks. Divers tests de sensibilité avaient également été réalisés afin de déterminer l'impact de l'incertitude sur les résultats des évaluations de stocks. On a également évoqué les activités de recherche en cours ainsi que les initiatives visant à améliorer les connaissances.

RESUMEN

La reunión se celebró en Madrid, España, del 22 al 27 de septiembre de 2014. Durante la reunión del Grupo de especies se llevó a cabo una actualización de las evaluaciones de ambos stocks. También se realizaron varias pruebas de sensibilidad para investigar el impacto de la incertidumbre en los resultados de la evaluación de stock. Además se informó sobre las iniciativas y actividades de investigación en curso para mejorar los conocimientos.

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements

The meeting was held at the ICCAT Secretariat in Madrid. Drs. Clay Porch (USA) and Sylvain Bonhommeau (EU-France), BFT Rapporteurs for the western and eastern stocks, respectively, co-chaired the meeting. Drs. Porch and Bonhommeau welcomed meeting participants (“the Group”) and proceeded to review the Agenda, which was adopted without 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:

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
1, 9, 10	S. Bonhommeau
3	C. Porch, S. Bonhommeau
4.1	E. Rodríguez-Marín, D. Secor, J.M. Ortiz de Urbina
4.2	H. Arrizabalaga, A. Kimoto, G. Díaz
4.3	A. Kimoto, J. Walter
4.4	S. Cadrin
5	M. Lauretta, H. Arrizabalaga, JM Fromentin, A. Kimoto, C. Porch
6	M. Lauretta, S. Cass-Calay, C. Porch, J. Walter, S. Bonhommeau, JM Fromentin
7	M. Lauretta, L. Kell, J. Walter, J.M. Fromentin, C. Porch
8	C. Porch, M. Ortiz, S. Deguara, S. Bonhommeau

2. Review of the scientific papers presented at the Group

Due to the considerable number of documents submitted it was decided to organize the presentation by groups and to conduct a general discussion at the end of each group of presentations. Consequently the report was restructured in a way that, for some items, the summaries of the documents were moved to an appendix (**Appendix 4**) and only the general discussions were included in the main text.

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

Recommendation 08-05 (which replaced Rec. 06-05) called for a 15-year rebuilding period for eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna, 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 [Rec. 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.

The Committee conducted another assessment of Atlantic bluefin tuna in 2010. Based on the results, the Committee concluded that, while the outlook for Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna had improved in comparison to previous assessments, the stock remained overfished (SSB was estimated to be only about 35% of the biomass that is expected under a MSY strategy) and was undergoing overfishing (the fishing mortality rate in 2009 was estimated to be above the reference target $F_{0.1}$). The Commission responded reducing the TAC to 12,900 t annually, effective beginning in 2011 and thereafter, until such time the TAC is changed following the SCRS advice [Rec. 10-04]. The Commission also implemented a series of other measures (including closed seasons and minimum size limits) and strengthened several control mechanisms to ensure the management measures would be respected and to ensure the traceability of all the catches. An update of the assessment was conducted in 2012. Estimates of the stock status relative to MSY benchmarks led to the conclusion that F_{2011} was below the reference target $F_{0.1}$ and that SSB was about 63% (from 37% to 89% depending on the recruitment level hypothesis) of the biomass that is expected under a $F_{0.1}$ strategy using the reported catch and 76% (from 37% to 116% depending on the recruitment level hypothesis) of the biomass that is expected under an $F_{0.1}$ strategy using the inflated catch. The Commission subsequently slightly increase the TAC at 13,500 t annually while other measures were kept.

In the case of western Atlantic bluefin tuna, the results from the 2010 and 2012 assessments indicated that, under the low recruitment scenario, the stock was above the biomass level that can support MSY, but under the high recruitment scenario (under which higher sustainable yields are possible in the future), the stock remains overfished and overfishing would continue under the current TAC. The Committee also advised the Commission to protect the strong 2003 year class until it reaches maturity and can contribute to spawning. In response, the Commission reduced the TAC to 1,750 t for 2011 - 2014 [Rec. 10-03, 12-02, 13-09].

4. Summary of available data for assessment

A discussion of catch statistics, fishery trends and relative abundance indices is available in the Report of the 2014 ICCAT Bluefin Data Preparatory Meeting. For the most part the present document does not depart from the established work plan or the recommendations made at the data preparatory meeting. However, there was a significant departure from the work plan in regards to generating the catch-at-size and catch-at-age, which is detailed below.

4.1 Biology

The Group reviewed several working papers describing recent advances in bluefin tuna biology. A complete compilation of summaries of the working papers is provided in **Appendix 4**. A summary of the Group's discussions are presented in this section.

Size conversions

A reanalysis of data from SCRS/2014/053, presented at the 2014 Atlantic bluefin tuna data preparatory meeting, was conducted for weight-length relationship (SCRS/2014/053 Rev). Meeting participants deemed it important to allow standardization of size measures that are used in reporting and in biological studies. Extensive sampling over 15 years in 13 regions was carried out throughout the Atlantic and Mediterranean to improve existing

weight-length relationships for both stocks. SCRS/2014/053 rev presented by stock unit, size to size, weight to weight conversion factors, and weight at size relationships for samples with a representative number of fish measured. Overall size-size and weight-weight relationship show a high degree of correlation between observed and fitted data with *r*-squares values on average above 0.98, except for some size conversions involving pre-opercular and snout to first dorsal spine (LD1) measurements.

After several sensitivity analyses it was decided to estimate the weight-length relationship for each stock unit using the most complete datasets with RWT and SFL, including original observations with these type measures as well observations standardized to RWT and SFL for which the original size or weight measure had a size or weight conversion factor(s) with high degree (*r*-square > 0.98) coefficient of determination (SCRS/2014/053 Rev). The nonlinear weight-length relationships were fitted using the Gauss-Newton method weighed by the inverse variability (observed coefficient of variance by 5 cm SFL bin size) to minimize the effect of outliers. There was found almost no difference between both stocks for the RWT-SFL annual relationships with a difference of 6%. Monthly models to account for seasonal variations in weight varied between minus 5% and plus 4% for eastern bluefin, and minus 21% and plus 8% for western bluefin. Monthly variations were consistent with expected seasonal differences in feeding and reproduction. As expected the absolute variations in weight are greater for larger fish.

It was noted that these relationships are useful for practical applications in cage operations but need to be carefully evaluated by the SCRS since differ from previously used equations by 12% to 10% with respect the West Atlantic and East Atlantic stock functions. Differences are found with bluefin tuna being heavier in previous functions adopted by ICCAT from 180 SFL (cm) onwards.

SCRS/2014/151 presented a length-weight relationship for Atlantic bluefin tuna in the eastern Atlantic and Mediterranean based on a limited number of samples of Atlantic bluefin tuna spawners collected by the Atlantic traps of Morocco and Spain in the Strait of Gibraltar during April and May and a set of samples of juvenile fishes. Quantile regression was used to better capture changes in mean and variance across regression of weight on size. Results were compared with annual weight-length relationship from SCRS/2014/53Rev indicating significant differences. Also it was indicated that the latter paper did not use quantile regression and conversions give somewhat biased estimates of low weights for very large specimens.

Questions raised the fact that comparison should be made with monthly estimations instead of the annual one from SCRS/2014/53Rev. Results of quantile fitting applied to SCRS/2014/53Rev data gave similar predictions as did fitting procedure used in the selected model using the Gauss-Newton method. It was discussed the difficulty to have weight length relationship for each month and fishery, and that the goal was to realistically generalize a weight length relationship and its variance accounting for annual, seasonal, and regional components.

SCRS/2014/140 reported weight length relationship from bluefin tuna caught in the Tyrrhenian Sea with traps and long line in May-June 2013. It was proposed to compare this data with SCRS/2014/53Rev fitting, and it was argued that this latter paper represent a much wider sampling in years, months and geographic areas. The proposed annual weight-length functions by stock (SCRS/2014/53Rev) represent the average for the population in year terms, and are good representation of population trends when working in annual components. The Working Group will now use these functions for future stock assessments.

In conclusion the Working Group agreed that the size, weight and weight at size relationship presented in SCRS/2014/053 Rev are the best estimates for west and east/Mediterranean bluefin tuna (**Table 5**). The Working Group will now use these functions for future stock assessments. For population level average the annual weight at size relationship adopted are:

West-BFT	$RWT \text{ (kg)} = 1.59137E-5 * SFL(\text{cm})^3.0205843$
East/Med-BFT	$RWT \text{ (kg)} = 3.15551E-5 * SFL(\text{cm})^2.8984539$

It was however concluded that given the variance of weight at size and its correlation with fish condition factor, the monthly estimates of weight at size should be used when estimating catches from time specific data, for example when estimating catch at size, size distributions of monthly catches, etc. (**Table 6**). The Working Group also recommended further evaluating differences in weight-size relationships or condition factor associated with geographic areas, particularly in the Mediterranean Sea.

Direct ageing

An age calibration exchange study within the GBYP framework was reported in SCRS/2014/150. This ageing precision study included 21 readers from 13 laboratories, who interpreted images of paired calcified structures, otoliths and spines, coming from the same specimen. The mean coefficient of variation and average per cent error were around 20% and 15% respectively. Precision was lower for inexperienced readers than for experienced ones, being experience a major factor in the age interpretation from otoliths viewed under reflected light and for large specimens using spines under transmitted light. There was generally good agreement in the ageing among different structures coming from the same specimen. Otoliths aged using different types of lighting showed a good agreement with no significant bias ($p > 0.05$), while spine showed no sign of bias with respect to otoliths viewed under transmitted light ($p > 0.05$) but a slight under ageing was detected when compared with reflected light otoliths ($p < 0.05$) for a small number of specimens older than 14 years. Further standardization of age reading criteria between laboratories and a description of the annual formation of otolith edge type is needed. Questions were raised in relation to quality control monitoring in age determination including the use of a reference collection to prevent bias and increase ageing precision.

Spawning areas and larval studies

Research on larval ecology of Atlantic bluefin tuna has advanced in recent years through oceanographic habitat suitability models, down-scaled climate models, directed sampling, and studies on larval growth, condition, and trophic ecology. Comparison between larvae sampled in the Gulf of Mexico and the Balearic Sea (Mediterranean Sea) indicated larvae from the Gulf of Mexico were unique in exhibiting early piscivory (consumption of fish larvae), and were of lower condition and lower apparent trophic position (SCRS/2014/103, SCRS/2014/173). Growth rates of larvae collected in the Gulf of Mexico (~0.5 mm/d) were similar to those previously observed (SCRS/2014/175).

Down-scaled climate variables were input into oceanographic habitat models in the Gulf of Mexico and indicated that climate change (warming) could substantially diminish potential spawning habitat within the next 50 years (SCRS/2014/174). Still, temporal and spatial scale of such predictions are likely coarse. These same habitat models showed potential habitats for spawning outside of the Gulf of Mexico, in the Caribbean Sea. A directed ichthyoplankton survey resulted in 18 bluefin tuna larvae being recovered in 9 of 97 stations near the Bahama Islands (SCRS/2014/176). Six of these stations came from oceanographically complex regions characterized by cyclonic and anticyclonic gyres. Oceanographic habitat models have also been developed for the Mediterranean Sea (SCRS/2014/102). These have in some but not all instances provided feasible predictions of spawning habitat based upon known distributions.

Mixing and stock structure

Substantial progress has been made in estimating regional mixing levels for Atlantic bluefin tuna from otolith stable isotope analysis (SCRS/2014/171). For the period 2007-2014 >2000 otoliths have been analyzed for important management regions. Lack of mixing between the two principal stocks for Gulf of Mexico, Gulf of St. Lawrence, Eastern Atlantic, and Mediterranean samples was consistent with stock mixing patterns for otolith samples collected 1990-2002 (Rooker *et al.* 2008). In contrast, recent analyses show diminished contributions by the Mediterranean population to US Mid-Atlantic and evidence of small but significant contributions by this population to Canadian maritime fisheries. Mixing levels in the US Mid-Atlantic, Canadian Maritimes, and North Central Atlantic show non-stationary dynamics, meriting additional sampling and analyses. To further “operationalize” this stock composition analysis and its utility to stock assessments, more attention is needed to sampling sizes, sampling design and potential biases. A second stock discrimination method based on identification and examination of parasites (SCRS/2014/149), showed promise. Significant differences in parasite assemblages in YOY bluefin tuna hosts were observed between the Balearic, Ionian, Ligurian and Tyrrhenian Seas. Additional information on stock mixing and related discrimination approaches were presented at the 2014 Atlantic Bluefin Data Preparatory Meeting (SCRS/2014/014).

4.2 Catch and other Fishery Statistics

4.2.1 Eastern Atlantic and Mediterranean catches

- Nominal catches and fishery trends

The Task I (nominal catch and fleet characteristics) and Task II (catch and effort, size frequencies, and catch-at-size) catch statistics reported by the ICCAT CPCs through 2013 were provided to the Group during the meeting.

The revised annual bluefin nominal catches (Task I) from 1950 to 2013 presented by the Secretariat and summarized in **Table 1** and **Figure 1** show the spatial distribution of bluefin catches (1950-2013) by gear and decade. **Figures 2 and 3** show the reported annual bluefin catches by area and main gear. These figures also included the Group estimates of non-reported catch for 1998-2007 (gray shade).

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 catch occurred mainly for the Mediterranean (**Figure 2**). Information available showed that catches of bluefin tuna from the eastern Atlantic and Mediterranean were 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 resulting in a deterioration of bluefin tuna size sampling coverage and, consequently, catch at size of these important fleets. Task I data reported catch for 2011 and 2013 were 9,774 t, 10,857 t, and 13,333 t, respectively.

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

Following the work plan of the data preparatory meeting, the updated CAS and CAA were provided at the end of June 2014 by the ICCAT Secretariat, using the Task I submitted before the deadline of 31 May 2014 (**Tables 1**). Because this stock assessment is an update, only years 2011 to 2013 were changed. Thus, the same substitution rules used for the 2012 assessment were applied (see Section 5 in the data preparatory group report) (**Tables 2, 3 and 4**). As in previous assessments, the relative differences between Task I and the CAS weight equivalent catches, mostly found in two Flags (Japan and USA) were not addressed in this updated version.

In addition to the updated CAS and CAA, fully revised CAS and CAA for the preliminary benchmark analysis (see Section 5 in the data preparatory group report) were also generated and provided to the Group at the end of July by the Secretariat. These include all the new size information collected under GBYP and other sources (size farmed samples corrected from growth on cages as presented in SCRS/2014/040). During preliminary analyses of the fully revised CAA, there were identified substantial problems for the early 2000s with large proportions of age 1. The Group concluded that additional work has to be done for improving the data quality of catch at size for this period.

The Group noted that estimation of CAS and CAA requires representative size frequency samples from each fishery, in the case of purse seine fleets in the Mediterranean it has been particularly difficult to obtain size samples because most of the catch is destined to farming operations. The CAS for fleets without sampling is constructed using substitutions following the guidelines from the Working Group. In the case of EU-Croatia purse seine catch has been converted to CAS using the EU-France size frequency from 2001 to 2013. However, it appears that the trends of CAS and mean weight of purse seine EU-France do not longer reflect the catch size distribution of EU-Croatia. Two new size data sources from EU-Croatia that were available recently corroborate this (**Figure 4**): *i*) file of size distribution of bluefin caught, tagged and release under the GBYP project done in July - 2013 with 1130 samples, and *ii*) Size frequency data collected in 2014 from caging operations with stereo video camera systems in July 2014 from 2 farms and 8 caging operations. Both of this data indicated catches of primarily small bluefin tuna of 60 FL to 120 FL cm, which is substantially different than the CAS from PS_EU-France that indicate catches of much larger size fish with average of 175 FL cm. The Working Group had recognized the limitations of the purse seine size distribution information; and during the data preparatory meeting it was recommended to estimate CAS distribution from the size information at harvest from farming operations taking into account growth at farm (SCRS/2014/040). This information was integrated in the pilot assessment (CAS and CAA, preliminary benchmark), however the Group did not have sufficient time to fully explore the implications of the new information.

4.2.2 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 that began in 1962 and the U.S. purse seine fishery for juvenile fish (**Table 1**). Catches dropped sharply thereafter with the collapse of the bluefin longline fishery off Brazil in 1967 and the 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 the 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), the total catch in the West Atlantic declined steadily to a level of 1,638 t in 2007 (**Figures 5 and 6**), the lowest level since 1982, before rising to 2,007 t in 2011, which was above the TAC of 1,750 t. The decline prior to 2009 was primarily due to considerable reductions in catch levels for U.S. fisheries. Preliminary catch in 2013 was 1,484 t.

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 2007-2013 (including reported dead discards) totaled 491, 576, 533, 530, 510 t, 493 t, and 480 t respectively. The 2006 catch, 735 t, was the highest recorded since 1977. The 2013 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 1066, 848, 615, 858 and 922 t, respectively. Catches increased in 2009, and for the period 2009-2011 they were (including reported dead discards) 1273, 953, and 905 t, respectively. The 2013 catches, including dead discards, by gear were: 45 t by harpoon, 190 t by longline, 43 t by purse seine, and 381 t by rod and reel and handline gear combined.

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 after 2009. Recent catches in the west (about 280-420 t in Japanese fishing year) have fluctuated possibly due to the management regulations. The recent fishing grounds for bluefin changed and/or shrank substantially, due to the introduction of IQ system for Japanese longline vessels since 2009 in the West Atlantic. Fishing bluefin in the West Atlantic normally starts in early December. However, this fishing activity started earlier in the northwestern area in recent years, and some fishers operated in an area north and east of Florida/Bahamian Bank (southern ICCAT area BF55/northern ICCAT area BF61) in December to February if the individual vessel had quota left. As soon as the individual vessel quota is filled, the vessel stops fishing. The West Atlantic bluefin tuna catch of the Japanese longline fleet in calendar years 2012 and 2013 were 289, and 317 t, respectively.

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

The CAS and CAA for the western Atlantic were generated by the Secretariat using the methods described in documents SCRS/2010/119 (revised) and (Ortiz and Palma, 2011). However, the evaluation team discovered an error in the 2011 CAS statistics submitted by the United States. While the correct statistics were submitted to the Secretariat shortly after the error was discovered, it was well after the May 31, 2014 deadline and there was insufficient time for the Secretariat staff to reconstruct the CAS database and recalculate the CAA. After consulting with the SCRS Chair, Secretariat and Working Group Chairs, it was decided that the best course of action was for the western evaluation team to reconstruct the CAS themselves and reproduce the corresponding CAA estimates using the same code employed by the Secretariat (AgeIT_BFT_ver4 R script). These analyses are documented in a separate paper (SCRS/2014/172).

The output from the R-Script AgeIT_BFT_ver4 was also used to generate partial CAA corresponding to the indices of abundance used in the assessment following the restrictions on sizes and month specified in **Table 7**. The final CAA and partial CAA matrices are presented in SCRS/2014/172 and are also shown with the other inputs to the VPA in **Appendix 5**.

4.3 Relative abundance estimates

4.3.1 Relative abundance Indices and fishery indicators – East

During the data preparatory meeting (in 2014), several CPUE indices were presented and discussed. While detailed information about them can be found in the report of the data preparatory meeting, this section includes a summary of the available indices as well as any new information and discussion raised during the assessment meeting.

Document SCRS/2014/054 reported two indices of the Bay of Biscay baitboat fishery (BB), a long term age aggregated index, from 1952 to 2007, based on trip information, and a new age-aggregated index for the most recent period, 2000-2013, based on a fine scale database that incorporates daily logbooks, trip and VMS information. The effects of regulations on the CPUE are described and considered in the analysis, as well as technological and environmental variables. Both indices show similar trends in the overlapped timeframe. The main challenge to update this index was due to the fact that the Spanish baitboats sold their quota during their last two years. This was overcome by including the French baitboat fleet, although noticing that the amount of catch of the French fleet is much lower than that from Spain. The selectivity of the fleet was also affected by the 8kg minimum size regulation that entered into force in 2007. This justified splitting the index into three periods (1952-1963, 1964-2006, and 2007 onwards) to use in the VPA, as done in the 2012 assessment. And it was considered the possibility to, as part of the sensitivity analyses, drop the last two years of the series.

Document SCRS/2014/045 provided abundance indices of bluefin tuna from the Japanese longline fishery in the Northeast Atlantic through 2014 fishing year (FY). Abundance index in the Northeast Atlantic showed a steep increasing trend since 2009FY, and the size of bluefin tuna caught showed a continued contribution of the 2003 strong year class. The document also provided the indices in the Northeast Atlantic split into two periods with break at the 2010FY. The reason for the consideration to split it was due to rapid changes observed in the fishing patterns of the fleet, concentrating the activity in the Northeast Atlantic since 2009 which corresponds to 2010FY. However, during the data preparatory meeting in May 2014, the Group noted that there is an overlap of the areas and months fished throughout the time period covered by the series and, therefore, the CPUE standardization model should be able to work well even after a reduction in the number of observations. Moreover, estimated time*area effects were relatively small. At the data preparatory meeting, the Group concluded that splitting the CPUE series was not warranted and it recommended using the continuous series for the base case (as it was done in the 2012 assessment). During the assessment meeting, there was additional discussion about the split in the Japanese longline index in the Northeast Atlantic. The Group decided not to change the decision of the data preparatory workshop to use the complete index, however some concerns were raised that the index catchability might still be affected by changes in fishing practices related to the imposition of IQs. Thus, a model run where this index was split in 2010 was included as a sensitivity run. The group strongly emphasized that, due to the decreased number of operations by the 2003 strong year class under the current substantially reduced quota, it became more difficult to continue to provide reliable standardized CPUE series from the Japanese longline, which must be one of the most important abundance indices for the stock assessment.

Document SCRS/2014/060 presented relative abundance indices of bluefin tuna caught by the Moroccan and Spanish traps in the area close to the Strait of Gibraltar were estimated for the period 1981- 2013. The Group discussed that the high CPUE value estimated for 2013 might be due to large catches of the 2003 strong year class. In this document, only information from the Moroccan traps was included for the last year of the time series (2013), because scientific monitoring of the Spanish trap fishing activity could not be carried out in 2013. In the case of the Moroccan traps, it was pointed out that the information on the number of bluefin tuna released from the traps is self-reported information by trap operators. The Committee strongly requests ensuring the access to Spanish traps for coming years to be able to maintain the integrity of the joint Spanish-Morocco trap index.

During the assessment meeting, a new document (SCRS/2014/168) was presented where the relative abundance index of bluefin tuna caught by the Moroccan traps in the Atlantic area close to the Strait of Gibraltar was updated up to 2014. The annual standardized index showed a remarkable increase since 2012. The model was based on catch rather than CPUE because the duration of the fishing season was pretty constant historically. However, since 2010, reduction of TACs shortened the fishing season. In order to try to keep a comparable length of the fishing season throughout the time series, fish that entered the traps after the quotas were completed and subsequently released were taken into account in the index computation. This partially compensated for the differences in fishing season durations in the last years. However, the Group acknowledged that in order to fully consider the issue, an alternative effort measure would need to be used in the future and/or the model would need to be based on CPUE (e.g. catch per day).

The Group also acknowledged the existence of additional abundance indices for EBFT that could be used in future assessments. These include a fisheries independent juvenile abundance index derived from aerial surveys in the Gulf of Lions from 2000-2003 and 2009-2013, CPUE series of Italian traps for the period 1993-2010 (Addis et al. 2012), Portuguese traps for the period 1998-2013 (SCRS/2014/046), Spanish purse seiner since 2000 (SCRS/2014/185) and finally a larval index (SCRS/2014/059) in the western Mediterranean for the period 2001-2005 and 2012. Additional information on the available abundance indices can be found in the data preparatory meeting report.

The CPUE series used for the tuning of the eastern VPA were (**Table 8** and **Figure 9**): Norwegian purse seine for ages 10+, Spain-Morocco trap combined for ages 6+, Morocco only trap series for ages 6+, Japanese longline North East Atlantic for ages 4+, Japanese longline East Atlantic and Mediterranean for ages 6+, and the Spanish baitboat index. Since this last index covered the period 1952-2011 during which changes in selectivity took place (especially during the most recent periods because of changes in management regulations), the Group decided to split it in three series: Spanish baitboat_1 (1952-1962, ages 5-6), Spanish baitboat_2 (1963-2006, ages 2-3) and Spanish baitboat_3 (2007-2011, ages 3-6). The definition of the base case as well as the different sensitivity runs based on different selection and/or specification of the CPUE series are detailed in section “Stock Assessment Methods-East”.

4.3.2 Relative Abundance Indices – West

The same twelve indices were used for the 2014 update as were used in the last several assessments (**Table 9**). Nine of these indices were updated and presented at the 2014 bluefin data preparatory workshop and three of the indices were historical and not updated (**Figure 8**). In most situations the updated indices were very similar to indices used in the 2012 stock assessment, with the exception of a few key revisions (**Figure 9**). The specific formulations for the updated indices remained, for the most part, unchanged since the 2014 data preparatory workshop and therefore are only briefly described in the present report (see below). In two cases, notably the Canadian GSL and the U.S. Gulf of Mexico pelagic longline, there were reconsiderations that led to a sensitivity run that split the GSL index between 2006 and 2007 and to removing the early period of the split U.S. pelagic longline index due the absence of information on PCAA for the early time period. These decisions are addressed in more detail below.

Document SCRS/2014/039 presented the two indices from the Canadian rod and reel, tended line, and harpoon fisheries from two areas, south west Nova Scotia (SWNS) and the southern Gulf of St. Lawrence (GSL). The updates to these indices were largely the same as in the 2012 assessment for the same time period. Recent trends indicate a decline in SWNS and a steep increase in the GSL. Explorations of the distribution of trips by day of year over time appear to reflect a change in fishing practice around 2007 where most of the trips in the year were concentrated in a very short time window (**Figure 10**). Starting in 2011 ITQs also were implemented which appeared to more evenly distribute effort over time. Some concerns were noted that these changes in the fishery may have led to changes in catchability for the GSL that may not have been accounted for by the index standardization. Hence a split in the index between 2006 and 2007 was proposed as a sensitivity run.

To estimate index selectivities for GSL and SWNS indices, the PCAA was derived by obtaining the partial catch at age specific to each region. Initially the 2014 Data Preparatory Workshop recommended using the available direct age composition from SWNS fishery, but as these data were not available for the entire time series, the PCAA had to be used. In addition the PCAA for the GSL index was expanded from ages 13-16+ to ages 8-16+.

Document SCRS/2014/055 presented three indices from the U.S. rod and reel fishery estimated with a negative binomial error assumption rather than the delta-Poisson assumption used in previous development of these indexes. Model diagnostics indicate improved model fit with the new error structure which led to some slight divergence from the 2012 indices. Two historic indices (US RR <145 and US RR >195) were not updated and remain the same as in previous assessments.

Document SCRS/2014/045 presented an updated index from the Japanese longline fishery for the Western North Atlantic. Initially the authors recommended a split of this index into two time periods after 2010 due to changes in fishing areas due to individual quotas ITQs. The Data Preparatory Workshop examined the estimated variances of the year*area random effects and found them to be small in comparison to the total residual variance and also that that the trends were very similar across the subareas. Therefore the trends for the standardized index would not be sensitive to the contraction of the fishery and the Data preparatory Workshop recommended keeping the CPUE series intact for the base case as was done in the 2012 assessment. The continuous index shows fairly substantial increases in the last three years.

Document SCRS/2014/058 presented an updated index of abundance of bluefin tuna constructed from logbook reports from the U.S. pelagic longline fishery in the U.S. Gulf of Mexico for the period 1987-2013. The index accounts for a change in catchability associated with a regulatory switch in 2011 to a 'weak' hook designed to release large bluefin tuna. A split in this index was recommended between 1991 and 1992 due to regulations implemented in 1992 that reduced the trip limit to one fish and that likely resulted in substantial changes in fishing practices that could not be modeled. The split of the US pelagic longline index between 1991 and 1992 required the assumption that the PCAA for the pre-1991 time period was the same as for 1992-2013. The recommendation from the analytical team was to remove the early part of the time series as this assumption of similar selectivity for the two time periods was a strong assumption.

Document SCRS/2014/057 presented a fishery independent index (GOM larval) derived from catch rates of larval bluefin tuna in the Gulf of Mexico was used in the assessment (SCRS/2014/057). This index was calculated in similar manner as in 2012 and is used to proxy the spawning stock biomass.

Two other historical indices, one from the Gulf of Mexico (Anon. 2003) and another based on tag returns (Anon. 2003) were not extensively discussed and were retained in their original forms.

There was much discussion regarding the divergent trends in the indices and the potential influences of regulations upon the indices. The Group discussed different weighting methodology that could be used to deal with conflicting signals in these indexes or to assist in interpreting CPUE trends. However, there was a general agreement that this differential weighting would be difficult to achieve and that the indices should be equally weighted consistent with the update nature of this assessment.

4.4 Tagging

Several advances in tagging field methods, new movement observations and analytical methods were presented, discussed and considered for future stock assessments of Atlantic bluefin tuna. Research papers included advances in conventional tags, electronic tags and natural tags (parasites and otolith chemistry), as well as analyses of tagging information to explore the implications of stock mixing. The continued advancement and application of tagging contributes to our understanding of movement and stock mixing.

A customized device was developed to tag 57 bluefin tuna via SCUBA while video recording the specimen to derive an estimate of fish length (SCRS/2014/139). Similar methodology was developed to measure and tag 70 spawning bluefin tuna in the Tyrrhenian Sea by divers (SCRS/2014/189). Several conventional tag types were tested, and length was derived using an artificial neural network approach with +/- 10cm measurement error.

A tagging program in the Adriatic Sea caught bluefin tuna in purse seines and held them in cages for a 7 to 10 day recovery period before re-capturing them by rod and reel or handline for tagging (SCRS/2014/161). A total of 1,169 juvenile bluefin were tagged with several types of conventional and electronic tags at a rate of 233 per day. A cradle was developed to measure length and weight and for surgical attachment of electronic tags. Tagging-induced injuries were evaluated and were most prominent around the mouth of the fish. Most electronically tagged fish stayed within the Adriatic, but one individual moved to the central Mediterranean.

A tagging program in the Strait of Gibraltar tagged 2,671 bluefin tuna with "spaghetti" and "double barb" tags, and 53% were double-tagged with both tag types (SCRS/2014/136). Six specimens were also tagged with "Mini-PAT" pop-up satellite tags. Most of the 33 recaptures to date were recovered in the tagging area.

A review of pop-up satellite (PSAT) tags included information from 555 PSAT tags deployed on bluefin tuna using five tag models from 1997 to 2012 (SCRS/2014/178), and performance of tags was highly variable. PSATs are still expensive, have multiple sources of error, poorly resolved data, evolving hardware and confounded interpretations. The review recommends robust experimental design of tag release, transparent and open source software, reduction in size and cost, innovation in capability, and integrated data repositories.

An electronic tagging program deployed 130 electronic tags on adult and juvenile bluefin from 2008 to 2013 in the western and central Mediterranean and off the Atlantic coast of Morocco (SCRS/2014/184). Two behavioral patterns (migratory and resident) were observed. None of the apparent resident contingent left the Mediterranean during the tracking period. Migrants moved from the Mediterranean Sea to the North Atlantic, with one fish crossing the stock boundary to the Grand Banks. None of the tagged fish moved to the eastern Mediterranean basin.

A telemetry based method for simulating individual based movements was demonstrated for Atlantic bluefin tuna in support of operational modeling and spatially explicit stock assessments (SCRS/2014/177). The simulation model uses parameters derived from movements and positional uncertainty from groups of tagged individuals. Movement matrices constructed from size based simulations may be used directly in operational models already in use. Inclusion of tagging data from recent Eastern Atlantic and Mediterranean tagging efforts would facilitate mixing rate comparisons and provide a more robust estimate of population based movement metrics for stock assessment use. There was some concern about contamination of the sample of fish used to derive movement patterns of the western spawning group by eastern fish tagged in the west. This concern may be resolved by accessing genetic information or excluding fish tagged in mixing areas. The group also suggested sensitivity analyses to assess the influence of some modeling decisions such as temporal resolution.

A simulation model was used to explore the consequences of bluefin tuna population structure and movement on stock composition and the perception of stock abundance (SCRS/2014/170). Alternate model settings were considered, including using different movement model parameterizations and two prevailing assumptions of recruitment for the western population. The spatial and temporal distribution and relative abundance of eastern and western populations was sensitive to assumptions of recruitment regime and population movement, because they imply different spatio-temporal distributions of the resource and exposure to different fishing mortalities. The spatial resolution of the model was discussed as well as the spatial-temporal resolution of movement patterns in the model. The current framework represents a model of intermediate complexity which does not represent the full spectrum of complexity in movement patterns.

5. Methods and other data relevant to the assessment

The work plan for 2014 stipulated that the stock assessment should focus on updating the analyses conducted in 2012 that were used to provide management advice (SCRS 2014). Nevertheless, several methodological papers were presented in the spirit of improving future assessments.

5.1 Methods – Eastern Atlantic and Mediterranean stock

5.1.1 VPA Specifications applied to the East Atlantic and Mediterranean stock

Because the 2014 stock assessment was an update of the 2012 stock assessment, the Group ran the same model, i.e. ADAPT VPA (as implemented in VPA-2box), with the most possible similar technical specifications and new updated data in 2014. The Group started the analyses with 2012 Base case to confirm the Run 2 from the 2012 assessment, which was used as the basis for the 2012 scientific advice (see **Table 10**). Runs named 2012 Base case updated and Update1 are similar to the 2012 Run 2 but used the updated data up until 2011 and 2013, respectively. During the update process, the convergence problem was found, hence the global minimum was searched in all runs by using 100 different random seed numbers which used to produce random initial parameters of minimization procedure. The agreed set of runs is specified in **Table 10**.

The continuity run (Run 5 in SCRS/2014/113) of the 2012 assessment was conducted with catch-at-age data for the 1950-2013 years, and the Group agreed to use this run for the basis of 2014 assessment. This run includes the following CPUE indices (see Section 4): Spanish-Moroccan trap (1981-2013, ages 6+), Japanese longline in the East Atlantic and Mediterranean (1975-2009, ages 6+), Norwegian purse seine (1955-1979, ages 10+), Japanese longline in the North East Atlantic (1990-2013, ages 4+), and Spanish baitboat. The historical index was used to calibrate the 1952-1962 and 1963-2006 periods, and the newest index for 2007 onwards. After the further discussions on the CPUEs by the Group (see Section 4), it was decided to remove 2013 value in the Spanish-Moroccan trap index.

The specifications remained the same as in 2012. A 3-year constraint on vulnerability ($sd=0.5$, see Walter JF. and Porch CE., 2012 for details) and a two year constraint on recruitment ($sd=0.5$) were applied (for details see the VPA2-box manual available at the ICCAT software catalog). All CPUE indices were equally weighted and terminal year F_s were estimated for ages 1 to 9. The F -ratios were fixed as in 2010 and 2012, i.e. equal to 0.7 over 1950-1969, equal to 1 over 1970-1984, equal to 0.6 over 1985-1994 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 (0.490, 0.240, 0.240, 0.240, 0.240, 0.200, 0.175, 0.150, 0.125, 0.100 for ages 1 to 10, respectively).

A suite of different specifications were investigated to test the sensitivity of the VPA to the choice of the CPUE series. Run Update1_Split_JP was similar to Run Update1 but split Japanese longline North East Atlantic index into two periods 1990-2009 and 2010-2013 (SCRS/2014/045). Run Update1_2yrBB was similar to Run Update1 but they excluded the last 2 years in Spanish baitboat index. Run Update1_aerial was similar to Run Update1 but incorporated the aerial survey index. Run CR_Split_JP explores the sensitivity of Run Update1 both to split Japanese longline North East Atlantic index and removing last 1 year in Spain-Morocco trap combined index. The Group additionally explored Run CR_Mo_TP which was similar to Run Update1 but used Moroccan trap CPUE for ages 10+ instead of Spanish-Moroccan combined one (see Section 4).

Furthermore, a suite of different specifications were investigated to test the sensitivity of the VPA based on the CR, which have been explored in the past assessments. In Run CR_est_Fratio_v1, the F-ratios were estimated annually (sd=0.2, for details see VPA2-box Manual at the ICCAT software catalog). The F-ratio in Run CR_est_Fratio_v2 was set to be equal to the results of catch-curve analysis (SCRS/2014/115). Finally, Run CR_Group_16 considered an older plus group (Age 16+) with fixed F-ratios (=1).

The continuity run for the basis of the 2014 assessment considered two catch scenarios, i.e., the reported and inflated catch scenario. The inflated catch scenario uses an inflated CAA in the same way as done in the 2008, 2010, and 2012 assessments (i.e., catch raised to 50,000 tonnes from 1998 to 2006 and to 61,000 t in 2007; no inflated catch from 2008 to 2013).

In addition to all runs for the update assessment, the Group tried to explore the preliminary benchmark run (CR_New_CAA) used fully revised CAS and CAA with the same specification of the continuity run. However, the Group could not fully review the results of the pilot assessment because the Group spent most of the time at the meeting for the updated assessment in the short time period. Therefore the results will be further investigated in the future meetings.

5.2 Methods – West

5.2.1 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 specifications used in the 2014 continuity and base VPA assessments were identical to those used in the 2012 base-case assessment. The same data sets were used; although in a few cases the indices of abundance were computed somewhat differently than in 2012 (see the Data Preparatory Meeting Report in 2014). This section reviews the details of these specifications. The reader may refer to **Table 11** for a summary of the parameter specifications for the VPA runs and **Table 7** for the specifications for the partial CAA related to indices of abundance, and for a list of revisions from the continuity to the revised base VPA.

-General specifications

The oldest age class represents a plus group (ages 16 and older) and the fishing mortality rate (F) on that age is specified as the product of the fishing mortality rate on the next younger age (F_{15}) and an 'F-ratio' parameter that represents the ratio of F_{16} to F_{15} . For the 2010, 2012 and the 2014 models, the F-ratio was pre-specified at 1.0 for the entire period as there is no reason to expect the selectivity to differ on fish age 15 and older (growth is relatively slow at this age and all animals are fully mature).

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 Walter JF. and Porch CE., 2012 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 (M) was assumed age-independent ($M=0.14 \text{ yr}^{-1}$) as in previous assessments. The maturity vector used in prior assessments assumed ages 1 to 8 were immature and ages 9 and older were fully mature.

-Detailed specifications for the 2014 base case and alternative runs

This section details all the model settings examined during the assessment. Note that Run 4 (below) was chosen by the Group as the base case because it most closely repeated the specifications of the base model from the 2012 assessment while still accommodating all the modifications recommended during the 2014 ICCAT Bluefin Data Preparatory Meeting.

- Continuity run 0: This run most strictly adhered to the specifications of the 2012 base assessment with the updated data in 2014, including CAA, partial CAA, weight-at-age, and abundance indices. There were some minor changes relating to the indices of abundance: 1) U.S. RR indices were calculated using a negative binomial error distribution assumption instead of the delta-Poisson assumption (SCRS/2014/055), and 2) U.S. pelagic longline index in the Gulf of Mexico was adjusted by the effect of a 'weak hook' introduced in 2011 (SCRS/2014/058). Note that this run used the 'continuous' version of the U.S. pelagic longline index, i.e., without 'splitting' the series in 1992 (see description of Run 3).
- Run 1: Like run 0, but replaced the partial CAA for the Canadian Gulf of St. Lawrence and SW Nova Scotia indices with the spatially explicit filtering to more appropriately match data used in the standardization of the indices (see **Table 7**).
- Run 2: Like run 1, but Canadian Gulf of St. Lawrence and SW Nova Scotia indices were considered indices for ages 8-16+ (13-16+ in prior assessments), and for ages 5-16+ (8-14 in prior assessments), respectively based on otolith aging results presented during the Data Preparatory Meeting.
- Run 3: Like run 2, but 'split' U.S. pelagic longline index into two periods 1987-1991 and 1992-2013. The Data Preparatory Working Group recommended that this index be split owing to important management regulations that occurred in 1991. After a review of available partial CAA information, it was determined that complete size data were not available for the Gulf of Mexico for the years prior to 1992, and therefore that accurate partial CAA could not be created for those years. Therefore this run fixed the selectivity of the early part of the index, 1987-1991 at the estimated selectivity for the U.S. pelagic longline index from Run 2 (see also Run 4).
- Run 4: Like run 2, but did not use the early period (1987-1991) from the newly developed 'split' U.S. pelagic longline index. This run represented the base model.
- Runs 5-16: Jack-knife sensitivity analyses. The influence of the various indices of abundance on the base case model results were examined by removing one index at a time, running the VPA with the same model specifications, and comparing various reference statistics.
- Runs 17: A retrospective analysis was conducted for the base case model (run 4) by sequentially removing inputs of catch and abundance indices in annual increments, back to 2008.
- Run 18: Sensitivity analysis on Canadian Gulf of St. Lawrence index. The influence of the 2010 data point for the Gulf of St. Lawrence on the base case model results was examined by including it in the data file.
- Run 19: Sensitivity analysis on natural mortality. The influence of the natural mortality on the base case model results was examined by assuming the estimated mortality-at-age of the eastern stock (age-dependent) as opposed to constant natural mortality of 0.14.
- Runs 20-21: Sensitivity analyses on maturity schedule. The influence of two maturity schedules on the base case model results was examined by assuming a) the estimated early maturity-at-age of the eastern stock as well as b) a late maturity-at-age of fish 9 to 16 (0% at age 8, increasing logistically to 100% at age 16 as described in Anon. 2011).
- Run 22: Sensitivity analysis on the Gulf of Mexico larval survey partial CAA. The partial CAA of the larval index was set equal to the maturity schedule from the base model.
- Run 23: Sensitivity analysis on the terminal F parameter starting values. The VPA was parameterized to estimate terminal Fs instead of abundances, constrained between 0.001 and 4 with a starting value of 0.2.
- Run 24: Sensitivity analysis on the F-ratio parameter assumptions. The base model fixed the ratio of fishing mortality on the plus group (ages 16+) equal to the annual estimates of age 15. This analysis fixed only the F-ratio on the first year equal to 1, and estimated the F-ratio for each year afterwards using a random walk with a deviation parameter = 0.6.
- Run 25: Alternative CAA and indices partial CAA estimation using a preliminary, average age-length key based on aged fish from otoliths collected between 2009 and 2012. This key was used to age fish greater than 98cm and the cohort slicing method from the AgeIt_BFT_Ver4 program was used for fish less than 99 cm. Consistent with the base VPA, a plus group at 16 and older was assumed. Further details follow in Section 5.2.4.

- Run 26: Sensitivity analysis splitting the Canadian Gulf of St. Lawrence index into two periods, 1981-2006 and 2007-2013, to account for a potential change in catchability and selectivity of the fishery (see Section 4.3.2).

5.2.2 Alternative Assessment Models Applied to the West Atlantic Stock

Two alternative stock assessment models were presented for western Atlantic bluefin tuna: a statistical catch-at-length model (SCAL, see SCRS/2014/188 and SCRS/2014/195) and a non-equilibrium surplus production model (ASPIC version 5.34, see SCRS/2014/183). The catch-at-length model loosened the assumption that the age structure of the catch is known without error and avoids the need to infer age from size using cohort slicing. The surplus production model is much simpler than either the VPA or SCAL, greatly reducing the number of parameters that must be estimated, but at the expense of ignoring age-dependent processes. The authors of these two documents indicated the results were still preliminary, but the Group considered them to be potential useful tools for alternative interpretations of the data.

5.2.3 Age length key development

As a preliminary step towards incorporating direct ageing information and improved biological information obtained during the GBYP, a VPA sensitivity run was conducted using a static (rather than year-specific) age-length key (ALK) (**Figure 11**). Noting that the eventual goal is to obtain year-specific ALKs, this VPA run represents a bridge between the current age-slicing and a dynamic ALK. As such it may be useful to evaluate the potential sensitivities of the VPA to the use of an ALK. The age-length key was obtained from direct otolith readings of 1070 fish ranging in size between 51 and 311 cm, collected between 2009 and 2012 (**Figure 12**). The fish were aged using aging protocols evaluated in SCRS/2014/038.

6. Stock status results

6.1 Stock status – East

6.1.1 VPA results

The update of the 2012 Base Case, using updated CAA (that only includes some changes in 2011, especially at ages 2 and 3) CAA, updated Partial CAA (PCAA) and updated CPUE led to strong differences in comparison to the 2012 Base Case, especially regarding the amplitude of the recovery of the SSB. The SSB indeed reached around 300,000 t in the 2012 Base case against about 520,000 t with the update of this run (**Figure 13**). Several investigations have been made to understand the causes of this important difference and appear to be firstly due to the small changes in the CAA and secondarily to the parameters convergence procedure. In other words, the amplitude of the SSB recovery is very sensitive to slight changes in the CAA and technical assumptions, indicating strong instability of the VPA.

The update of the 2012 base case (run Update 1) was carried out using the data updated up to 2013 and the parameter specifications described in **Table 11**. The technical specifications and CPUE data used are very close to those used in the base run in the 2012 assessment. Note however that the Spanish-Moroccan trap CPUE is not exactly an updated series of the one used in 2012, as there is no Spanish trap data since 2012 (See CPUE section). As, the Group decided to use the continuity run as close as possible to the 2012 Base Case, this run includes the same CPUE time series updated until 2013, except for the trap one that truncated up until 2012.

In the Continuity Run (CR) for the basis of the 2014 assessment, the outputs of the VPA are close to those of the 2012 Base Case. F for the youngest ages (i.e. 2 to 5) displayed a continuous increase until the late 1990s and then showed a sharp decline to reach very low levels since the late 2000s (**Figure 14**). This result was not surprising as the reported catch at ages 2 to 3 have been reduced dramatically (i.e. being about 10% or less of what they were prior to 2007) in the recent years in response to the new minimum size regulations implemented in 2007. All the other runs displayed similar results for F at ages 2-5.

The fishing mortality for large bluefin tuna (F10+) in CR showed an initial decline corresponding to the decline of the Norwegian purse seine and trap fisheries in the early 1960s and a latter increase due to the development of the Mediterranean purse seine fisheries since the mid-1980s. The highest F on ages 10+ occurred from the mid-1990s to mid-2000s to reach high values (about 3 times M for these ages). Since 2008, there is a rapid decrease in F10+, as already noted in the 2010 and 2012 stock assessments (**Figure 14**).

This decrease seems to result from the substantial decrease in the reported catch for older fish since 2008 (that even accelerated over the last four years). This strong decline was confirmed by the retrospective analyses (**Figures 15 and 16**) and is in agreement with the catch curve analyses performed in 2012 and updated in 2014 (see Kell *et al.* 2013, SCRS/2014/115).

In the CR, the SSB peaked over 300,000 t in the late 1950s and early 1970s, followed by a decline to about 150,000 t. From the late 2000's onward, SSB exhibits a tremendous increase up to 585,000 t (**Figures 14**). However, the update of the 2012 Base Case until 2011 showed that the amplitude (*i.e.* value of the SSB in the terminal year) varies a lot according to small changes in the CAA or technical assumptions. Therefore, such a tremendous increase must be taken with caution. Recruitment (age 1) at the start of the time series varied between 2 and 6 million fish, dropped to around 1 million fish during the early 1960s, followed by a steady increase towards maximum values in the 1990s and early 2000's. Because of operational changes of the last three last years, it was no longer possible to reliably estimate recent recruitment from the catch-at-age analysis and data for the last three year classes are not shown (**Figures 14**). However, the local index of recruitment in the Gulf of Lions estimated by aerial surveys might imply higher recruitment over the recent period (Fromentin 2013). The stock and recruitment relationship was described in **Figure 49**.

The CR was further investigated using an inflated CAA in the same way as it was done in the 2012 assessment (*i.e.*, catch raised to 50,000 t from 1998 to 2006 and to 61,000 t in 2007, but no inflation of the reported catch was used since 2008). The results of the runs with the inflated catch were similar to those of the reported catch, except for the SSB trajectories (**Figures 14**). In the run using the reported catch, the SSB trend over 1975-2005 displayed mostly a steady decline followed by an increase since the late 2000s while the inflated catch scenario displayed a steep decline over 1975-1985 followed by a stabilized level of SSB when landing reached historical highest between 1985 and 2005 and an increase since then. The spawning biomass was approximately the same in 2013 in the reported and inflated catch scenarios. These results are also in agreement with those from the 2012 stock assessment.

The Group also examined the results of a sensitivity analysis to the data and parameters used to examine some potential effects of structural uncertainties unaccounted in the CR (*i.e.* assumptions about the choice of the CPUE series, inflated and reported catch, F-ratios, terminal ages, and recruitment, see **Table 7** and **Figures 17-19**). Changing the F-ratios led to a different perception of the stock status, a result which has been also reported in the 2010 and 2012 stock assessments (**Figure 18**). In general, all the sensitivity runs confirmed the strong in Fs and the rebuilding of the stock in recent years, but the speed and amplitude of the increase in SSB remain sensitive to technical assumptions, such as the F-ratios, slight changes in CAA and the choice of the CPUE series, as this was already the case in the 2012 stock assessment (**Figures 17 and 18**). For instance, only the split of the Japanese long-line index in the recent years induces a change of the level of the SSB in the terminal of about 20%. The most optimistic runs, such as the CR or CR_+Group16, led to a final SSB that is the double than the historical peak while other runs, such as CR_est_Fratio, led to a final SSB at the level of the historical peak (**Figure 18**).

Inspection of the diagnostic indeed identified various problems with the runs, particularly, as stressed in previous assessments, due to the quality of the data. For example the lack of cohort signal in the CAA (SCRS/2014/115) and the difficulty of the CPUE indices in tracking recent changes in ABFTE abundance due to management that directly has affected catch, effort and selectivity-at-age in the fisheries (see CPUE section). The poor quality of data translates into high sensitivity of the VPA to technical assumptions and minor changes to and noise in the CAA and CPUE indices.

The bootstrap was used to estimate uncertainty for each run. However, the bootstrap is also important in identify highly correlated or ill-defined parameters and lack of model convergence (SCRS/2014/072). The statistical assumptions must be borne in mind, *i.e.* in the bootstrap successive observations in a time series of data are assumed not to be correlated and to come from an independent identically distribution (iid). These assumptions are unlikely to be exactly true, and their violation (through for example the presence of positive auto-correlation) probably mean that results are biased and so underestimated uncertainty and risk. About 40% of bootstraps were removed from the kobe phase plots and strategy matrices when a simulation had been identified as bad. The criteria for a bad simulation was if any parameters hit bounds, negative stock sizes were predicted or the objective function substantially different from the best fit to the original data.

The fits to the available CPUE indices continue to be poor. This was also the case in the past assessments, with heavy temporal trends in the residuals for most of the CPUE indices. This is especially the case for the Spanish Bait Boat CPUE due to recent management regulations that have changed the selectivity of this fishery. The residual patterns remained relatively constant over all the different runs (**Figure 20**). The observed and expected values are plotted against each other in **Figure 21**; these allow a quick check of which indices are correlated

with the population estimates, the black line is the $Y=X$ line and the blue line a linear regression fitted to the data, if an index agrees closely with the VPA results then the blue and black lines will coincide. None of the CPUE indices showed a good fit, except the Japanese CPUE index in the last years, but this index only includes four points. As the bootstrap procedure resampled the residuals from the fits to the (CPUE), this poor fit also strongly affects the projections (see below and SCRS/2014/072).

The retrospective analysis for the VPA was conducted back to 2008. Retrospective patterns did not show any strong bias but significant variations in some cases (**Figures 15-16**). The highest uncertainties were observed on terminal estimates of fishing mortality at ages 2-5 and on the recruitment while estimates of F_{10+} were more satisfactory for the different runs. This could reflect the difficulty of the CPUE indices to correctly take into account changes in the fisheries due the changes in management regulations, which created higher uncertainties for those ages. Note also that reported catch at age 1 has been very low since 2008 and almost equal to zero since 2010, which affects the VPA performance. The Committee noted that this is the first assessment to estimate extraordinarily large year classes in 2004-2007 (over 40% higher than the highest observed recruitments in the rest of the 64 year time series), and that these high estimates are driven mostly by the recent trends in the two fishery dependent indices for older fish. Therefore, caution is warranted until the very high estimates of recruitment for these year classes can be confirmed.

The Kobe plot shows the current stock status according to two reference points, the spawning biomass if the fishing mortality was equal to $F_{0.1}$ ($BF_{0.1}$) and fishing mortality ($F_{0.1}$) (**Figure 22**). The lines are the medians of $F/F_{0.1}$ and $SSB/SSB_{F_{0.1}}$ and correspond to the assumed recruitment level. The pattern of the trajectories was similar regardless the selectivity patterns selected but were highly dependent on the recruitment hypotheses. For all the scenarios and bootstraps, F in 2013 is clearly and significantly below $F_{0.1}$ (**Table 12**). These results are in agreement with the 2012 stock assessment outputs and confirm that current exploitation rates are probably significantly below reference target. The perception of stock rebuilding continues to be dependent on the recruitment hypothesis, as it was in 2012 (**Figure 22**). In the low recruitment hypothesis, the stock would have fully recovered in 2013, as all the end points are in the green quadrant. Regarding the high recruitment hypothesis, the SSB appear below $BF_{0.1}$ and the trajectories are mainly in the lower-left yellow quadrant (indicating that the stock was overfished, but not undergoing overfishing). The medium recruitment scenario is in between the high and low scenario, with approximately 1/4 of the end point in yellow quadrant and 3/4 in the green one.

Estimates of the current stock status relative to MSY benchmarks led to the conclusion that F_{2013} was below the reference target $F_{0.1}$, as $F_{2013}/F_{0.1}$ is about 0.40 for the reported catch scenario and 0.36 for the inflated catch scenario (**Table 13**). SSB was about 110 % of the biomass that is expected under a $F_{0.1}$ strategy using the reported catch (from 67% to 160% depending on the recruitment level hypothesis, **Table 13**). Under the inflated catch scenario, SSB was about 111% (from 55% to 174% depending on the recruitment level hypothesis) of the biomass that is expected under an $F_{0.1}$ strategy (**Table 13**). In other words, recent estimates of F and SSB indicate that the rebuilding plan would have fulfilled in 2013, i.e. F_{2013} is largely under $F_{0.1}$ and SSB_{2013} would be, in average, at reference level. However, the outputs of the VPA remain highly unstable due to poor fits and such outputs need to be confirmed by further analyses that would use other modeling approaches than the current VPA.

6.2 Stock status – West

This section summarizes the results from the VPA analyses described in **Section 5.2**. The input and output files of the VPA-2BOX software for the base VPA model (Run 4) are included as **Appendix 5**. The output report contains 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 F -at-ages in the terminal year.

6.2.1 Diagnostics

Fits to the indices of abundance for the 2014 base model (Run 4) are shown in **Figure 23** and compared to those of the 2012 base model in **Figure 24**. The fits to the relative abundance indices were similar between the 2012 base and 2014 base models, with a noticeable increase in model estimates for the Canadian Southwest Nova Scotia, U.S. rod and reel >177cm, and U.S. Gulf of Mexico longline indices (**Figure 24**).

The fits to indices from the jack-knife sensitivity analyses (where individual relative abundance indices were excluded one at a time) were similar to those of the base model (**Figure 25**), even when the most influential indices (Canadian GSL or US rod and reel > 177 cm) were removed. Fits to the indices for large fish (Canadian

Gulf of St. Lawrence, Canadian Southwest Nova Scotia, U.S. rod and reel >177 cm, Japan longline Area 2, and U.S. Gulf of Mexico longline) generally showed an increase in recent years. This increasing trend was even more apparent when the U.S. rod and reel > 177 cm was dropped, as that index is the only one that suggested a decline in the abundance of older fish over the last decade. The increasing trend in the fits to the indices for large fish was less noticeable when the Canada Gulf of St. Lawrence index was dropped. Model fits were similar to the base model for most of the other sensitivity runs and are therefore not shown.

Histograms of the bootstrap estimates of 2013 stock status relative to maximum sustainable yield (MSY) from the base model run were constructed to examine the bias and normality of the distribution. For both the high and low recruitment scenario estimates of $F_{\text{current}}/F_{\text{MSY}}$, the median of the bootstraps tended to be lower than the point estimate, which implies that the point estimate may underestimate the true value (**Figure 26**). Conversely, the bootstrap medians of $SSB_{2013}/SSB_{\text{MSY}}$ tended to be slightly higher than the point estimate, implying that point estimate may somewhat overestimate the true value.

A retrospective analysis was conducted for the base run by sequentially removing inputs of catch and abundance indices in annual increments, back to 2008 (**Figure 27**). The long-term trend in estimated SSB was not highly sensitive to the retrospective removal of data; however, a systematic decrease in recent SSB was estimated as data were sequentially removed, particularly when the most recent two years of data were excluded. A retrospective analysis of the Canadian Gulf of St. Lawrence index jack-knife sensitivity demonstrated that the observed retrospective bias in the base VPA was a direct result of the recent estimates from that index, and that the retrospective bias pattern was not observed when the index was excluded (**Figure 28**). The estimated recruitment was less sensitive to the retrospective removal of data and showed no consistent pattern or evidence of a consistent bias. However, inclusion of the most recent data decreased the signal of the 2003 recruitment compared to the retrospective model runs. The retrospective results also show some variability in fishing mortality estimates for ages 5 to 9 (**Figure 29**), and in abundance estimates for ages 1 to 10 (**Figure 30**), but again with no consistent trends that indicate model bias.

6.2.2 Comparison of 2012 base model and 2014 VPA results

The 2014 continuity assessment and base model (run 4) are compared with the 2012 base assessment in **Figure 31**. The 2014 runs are consistent with previous analyses in that the SSB was estimated to decline sharply between 1970 and 1985, level off through the 1990s, and then begin increasing over the last decade (**Figure 31**). The estimated fishing mortality rate was very high during the 1970s, but decreased substantially during the following decade. Estimated fishing mortality fluctuated around 0.2 for the period from 1984 to 2005, with an observed decline since 2006. The fishing mortality rate on spawners (ages 9 and older) is estimated to have declined markedly since 2003, with the exception of 2006 when fishing mortality was estimated to be greater than 0.2. The estimates of recruitment (age 1) are highest for the early 1970's, fall sharply after 1975, and showed less annual fluctuation since that period. Relatively strong year-classes were estimated during 1988 and 2003, similar to results from previous assessments (e.g. 2012).

Spawning stock biomass, recruitment, and fishing mortality estimates from the 2012 base, 2014 continuity, and 2014 base VPAs were similar from 1970 to the mid-1990s, but diverged for more recent years. In general, the base model (run 4) estimated a more rapid increase in SSB over the last decade compared to the previous assessment (26,600 t in 2011 from the current base, 18,400 t estimated for 2011 in the previous assessment) (**Table 14, Figure 31**), with correspondingly lower fishing mortality rates. The base model also estimated a higher recruitment level in 2004 (2003 year class) and 2003 (2002 year class) than was estimated during the 2012 assessment. The median trends and 80% confidence limits in spawning biomass, apical fishing mortality and recruitment are shown for the base model in **Figure 32**.

Comparisons between the 2014 continuity (Run 0), iterative revisions to the continuity (Runs 1, 2, and 3; described in Section 5.2 and summarized in the following sentence), and the base model are summarized in **Figure 33**. The revision of the continuity to the base included: (1) modified partial CAA of the Canadian GSL and SWNS indices to be spatially explicit areas coinciding with the data used to construct the indices (**Table 9**); (2) expansion of the reference ages for the Canadian indices from ages 13-16 to ages 8-16 for the Gulf of St. Lawrence index, and from ages 8-14 to ages 5-16 for the Southwest Nova Scotia index; (3) splitting of the U.S. Gulf of Mexico longline index into two periods, 1987-1991 and 1992-2013 with the selectivity of the first period fixed at the estimated selectivity from Run 2; and (4) removal of the early period of the U.S. Gulf of Mexico longline index, 1987-1991. The base model included all modifications from iterations 1, 2, and 4. The SSB, apical fishing mortality and recruitment estimates were similar between the continuity, iterative revisions, and the base model, with the exception that splitting of the U.S. Gulf of Mexico longline index resulted in a noticeable increase in SSB. Recruitment in recent years showed little deviation across all model iterations (**Figure 33**).

6.2.3 Sensitivity Runs

The results of the jack-knife sensitivity analyses, in which indices were removed from the base model one at a time, are summarized in **Figure 34**. The Canadian Gulf of St. Lawrence and U.S. rod and reel > 177 cm indices were clearly the most influential of the indices. Both sensitivity runs resulted in an estimated increase in SSB in recent years, similar to the 2014 base model; however, exclusion of the Canadian Gulf of St. Lawrence indices resulted in a lower estimated SSB and noticeably flatter trend compared to the base model, and exclusion of the U.S. rod and reel >177 cm resulted in a higher estimated SSB than the base model.

A comparison of the various sensitivity run estimates to the base VPA is presented in **Figure 35**. Sensitivity runs that demonstrated a divergence in estimates of SSB from the base VPA included, age-dependent natural mortality (Run 19), alternative maturity schedule assumptions (Runs 20 and 21), catch-at-age estimation using an age-length key (Run 25), and splitting of the Canadian Gulf of St. Lawrence index (Run 26). Results from the maturity and natural mortality sensitivity analyses indicated that the estimates of SSB were sensitive to these assumptions. The assumption of early maturity (i.e. eastern Atlantic ogive with 50% maturity at age 4) resulted in greater estimated SSB over the entire time series and the assumption of late maturation (i.e. approximately logistic increase in maturity from 0% mature at ages 8 to 100% mature at age 16) resulted in decreased estimates of SSB compared to the base model (fully mature at age 9). The overall estimated long-term trend in SSB was not sensitive to the maturity schedule and the estimates of apical fishing mortality and recruitment were nearly identical across maturity sensitivity runs (**Figure 35**). Changing the natural mortality assumption from constant across ages to age-dependent mortality resulted in lower estimated SSB across the time series, and higher recruitment estimates (owing to the higher natural mortality rates assumed for young fish).

Aging of the catch-at-size using a preliminary average age-length key based on otolith-aged samples from the years 2009 to 2012 (**Table 15, Section 5.2.4**) resulted in a noticeable change in the pattern of estimated SSB in that the biomass in 1970 was estimated to be considerably lower, increased in the early period, and the long-term depletion trend was distinctly reduced compared to the base VPA (**Figure 35**). Application of the average age-length key also greatly reduced the recruitment estimates across the recent time period, particularly the 2003 age class, but did not decrease the recruitment signal for years prior to 1980. Other sensitivities, besides the natural mortality and age-length key, had little effect on recruitment estimates. Splitting of the Canadian Gulf of St. Lawrence into two period resulted in a reduced SSB trend over the last two decades compared to the base VPA (**Figure 35**), and comparison of the estimated selectivity patterns between the two time periods indicated a decrease in selectivity of ages 8, 9, 10, and 11, and increased selectivity of ages 13, 14, and 15 (**Figure 36**).

6.2.4 Stock status

A key factor in determining stock status is the estimation of the MSY-related benchmarks against which the current condition of the stock is measured. These benchmarks depend to a large extent on the relationship between spawning biomass and recruitment. Two alternative spawner-recruit hypotheses were explored, consistent with several prior assessments: the two-line (low recruitment potential hypothesis) and the Beverton and Holt spawner-recruit function (high recruitment potential hypothesis). The two-line model assumes recruitment increases linearly with SSB from zero to a maximum value (R_{MAX}) when SSB reaches the current carrying capacity (assumed to be lower than the historical carrying capacity observed during 1970 to 1975). 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 1976-2010 (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 1971-2010. The fitted two-line (low) and Beverton and Holt (high) relationships are shown in **Figure 37**, along with a comparison of corresponding relationships from the previous assessment. The fitted curves are shown across an expanded range of SSB to demonstrate the difference in asymptotic properties of the Beverton-Holt model between the previous assessment and the current base VPA (**Figure 38**). The difference in the estimated stock recruitment relationship resulted in a decrease in the estimates of SSB at MSY compared to the previous assessment (2014 base VPA Beverton-Holt estimated steepness = 0.58, 2012 base VPA Beverton-Holt estimated steepness = 0.49).

Due to uncertainty in the estimation of the spawner-recruit relationship, reference points based on $F_{0.1}$ are presented in addition to F_{MSY} (consistent with the 2012 assessment). Note that $F_{0.1}$ is calculated as the fishing mortality rate corresponding to 10% of the slope of the yield-per-recruit curve at the origin; as such, it is calculated independently of the presumed spawner-recruit relationship. The spawning biomass corresponding to $F_{0.1}$, $SSB_{0.1}$, is calculated as the equilibrium level of spawning biomass achieved by fishing indefinitely at $F_{0.1}$ assuming either the high or low recruitment scenario.

Stock status was determined using the two-line (low recruitment potential) and Beverton-Holt (high recruitment potential) scenarios for the base model from 1970 to 2013 based on yearly estimates of F_{MSY} and SSB_{MSY} (**Figure 39**). The results under the two-line scenario suggest that the stock has achieved convention objectives since 1970 and that fishing mortality rates have also been at convention objectives since 1983. The results under the Beverton-Holt recruitment assumption suggest that the stock biomass has not achieved convention objectives since 1970 and the fishing mortality rates has not achieved convention objectives for most of the period of record with the exception of the most recent years, 2010 to 2013 when $F_{current}$ was estimated to be lower than F_{MSY} (**Figure 40**). The estimated trend in status of the stock since 1970, as well as the bootstrap estimates and median estimate for 2013 stock status are summarized for the two alternative recruitment hypotheses in **Figure 40**. A comparison of the base VPA estimates of stock status for both recruitment scenarios are compared to the influential jack-knife sensitivities (removal of the Canadian Gulf of St. Lawrence and the U.S. rod and reel >177cm) in **Figure 41**. The two jack-knife runs were included because their divergence from the base model helps to bracket the uncertainty in SSB and fishing mortality.

The two-line base model (low recruitment hypothesis) estimated recent F (geometric mean from 2010-2012) to be $0.36 F_{MSY}$ (0.28-0.43 at the 80% confidence level) (**Table 16**). In comparison, similar to the base VPA, the jack-knife sensitivity analyses resulted in estimates of F below F_{MSY} . Spawning stock biomass under the two-line recruitment hypothesis was estimated to be $2.25 SSB_{MSY}$ (1.92 to 2.68 confidence interval) and $1.27 SSB_{0.1}$ (1.13 to 1.52 at the 80% confidence level) (**Table 16**). Under the Beverton and Holt recruitment hypothesis, recent F was estimated to be $0.88 F_{MSY}$ (0.64 to 1.08 at the 80% confidence level). Independent of the stock recruitment assumptions, current F relative to $F_{0.1}$ was estimated to be 0.60 (0.50 to 0.72 confidence interval). Spawning stock biomass under the Beverton and Holt recruitment hypothesis was estimated to be 0.48 of SSB_{MSY} (0.35 to 0.72) and 0.77 of $SSB_{0.1}$ (0.58 to 1.04 at the 80% confidence level). A comparison of the estimated benchmarks to the estimated benchmarks from the previous assessment is presented in **Table 17**.

The results of this assessment do not capture the full degree of uncertainty in the population structure, assessments and stock projections. An important factor contributing to uncertainty is mixing between fish of eastern and western origin. Recent analyses have indicated that stock mixing occurs (empirical tag return information and otolith microchemistry) and that the stock assessment is sensitive to the stock mixing assumptions. 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 stock mixing assumption. Research and data synthesis on stock mixing and modeling approaches have been recently undertaken and several papers were presented during the meeting. A stochastic, age-structured, stock-overlap simulation model was presented (SCRS/2014/170) that demonstrated the effects of seasonal migration, site fidelity, and recruitment on the perception of the eastern and western stocks, and potential bias in catch and index data. The simulation results were considered useful for identifying key model assumptions and research priorities for improving the assessment models and evaluating alternative management scenarios in the context of fish movement. A synthesis of regional stock mixing data based on otolith microchemistry was also presented (SCRS/2014/171), and provided estimates of proportions of eastern and western stock that could be used to allocate catches into stock components. Spatial and seasonal movement probabilities were presented based on a meta-analysis of satellite tagged bluefin (SCRS/2014/177) which provided a framework to derive transition matrices that could be used to estimate monthly transfer probabilities between stocks and regions. The Group noted that coupled with the otolith microchemistry and genetic data, these techniques could provide a useful approach to move to an operating model for management strategy evaluation which incorporates stock-mixing models. Additional analyses and data integration needs to be done before these 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 and mortality at age is needed which will also affect the estimates of yield-per-recruit and the perception of stock size and long-term trends. Two different treatments of the Canadian Gulf of St. Lawrence index (i.e., split and non-split) had a significant impact on the estimates of recent SSB. Therefore, it was agreed that further research on the Canadian Gulf of St. Lawrence index is also required to reduce uncertainties of the assessment results. The sensitivity run using the preliminary age-length key demonstrated the estimates of stock biomass and recruitment were sensitive to aging method, and further work to improve the empirical age-length key and its application is needed.

6.3 Stock status – West – Other methods

The results of the base VPA are compared with the alternative stock assessment models presented at the assessment workshop in **Figure 42**. The results of the statistical catch-at-length model (SCRS/2014/188 and SCRS/2014/195) showed good agreement in total estimated biomass (ages 1+) to the base VPA. Both models demonstrated a consistent pattern in stock biomass over the time series, including a decline in estimated biomass between 1970 and 1985, a period of relatively steady stock biomass between 1985 and 2005, and an increasing trend since 2005 (**Figure 42**).

The surplus production base model (SCRS/2014/183) estimated considerably less decline between the 1970 and the early 1980s, and an increasing trend in stock biomass since 1982 to near virgin biomass levels in the terminal year (87% virgin biomass in 2014) (**Figure 42**). The Group also recognized that the production model could be used to help understand the sensitivity of stock status estimates to the indices of abundance and suggested using likelihood profiles to identify which indices are most influential in the estimation of intrinsic population growth (r), carrying capacity (K), and benchmarks such as MSY . Several other suggestions were made, including to examine the full sensitivity of the results to starting biomass relative to K , the sensitivity to using numbers-based rather than weight-based indices of abundance, and creating a single index that better reflects the biomass trends of the entire stock (rather than using multiple indices that each reflect different age classes). It was also recommended that age-structured production models be explored to incorporate the age-specific dynamics of the stock and fisheries.

All three models indicate that the stock has been rebuilding in recent years. The Group noted that the SCAL and production model runs were preliminary and not ready to be considered as a basis for scientific advice.

7. Projections

7.1 Projections EBFT

7.1.1 Specifications

Projections were carried out based on the VPA estimates for the run used for the CR. When projecting it is necessary to specify, biological parameters, selectivity patterns (including any modifications due to management 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. As the current evaluation is an update, the projections were investigated similarly as it was done in 2012, i.e. using two historical catch levels (reported and inflated scenarios), the same three recruitment options (high recruitment being calculated over the 1990-2000 years, the medium one over the 1955-2006 years and the low one over the 1970-1980 years) and two selectivity patterns (geometric mean over the 2007-2009 years or over the 2009-2011 years from the CR, **Figure 43**).

Biological parameters were based upon the historical VPA values, i.e. natural mortality and proportion mature-at-age varied by age but were time invariant, while weights-at-age in the projections were derived from the average weights-at-age for ages 1 to 9 and the growth curve for the plus group (which allows 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). Since for the most recent year-classes in VPA numbers-at-age are poorly estimated, especially for the younger ages, the first 3 ages in the initial population vector (i.e. for 2011, 2012, and 2013) were replaced with a random value from the stochastic recruitment specifications. These values were then projected forward in time accounting for the observed catches and the assumed natural mortality at age. This results in changes to both the number at age in 2014 (i.e. the first projection year) and the fishing mortality-at-age for the replaced 3 year-classes.

The 12 projection scenarios based on the CR therefore comprised: (i) two historical catch levels (reported and inflated scenarios); (ii) three recruitment levels; and (iii) two selectivity patterns of the fisheries. These were run for the current quota (13,500 t) for comparison purposes. Subsequently projections with quotas ranging from 0-30,000 t were conducted to create the Kobe matrix (**Tables 21-23**). Note however, that if the phase plots were based on the 12 projections scenarios, the Kobe matrices were only based on 6 projections scenarios (retaining only the selectivity pattern estimated from the updated assessment, as this was done in 2012).

7.1.2 Results

From the bootstraps analysis and the projections of the CR, the Group estimated the probability of the stock being in each of the Kobe phase plot quadrants from 2014 to 2022. The difference in the trajectories of the reported and inflated catch is a function of the selectivity patterns and the recruitment levels, and so also of the benchmarks. A Kobe pie chart was constructed to show the proportion of bootstraps that lay in the colored quadrant of the phase plot (**Figure 44**). Under constant current TAC (13,500 t), the stock would have been already recovered in 2014 under the low and medium recruitment scenarios with higher 60% probability. Under high recruitment scenario, the recovery would be reached in 2019 (**Figure 44**). Current estimates also indicate that the rebuilding could be achieved by 2022 with TAC up to 30,000 t with higher 60% probabilities for the 3 recruitment scenarios (**Figure 44**). The Group, however, reiterates that it has little confidence in the Kobe 2 matrices outputs because of the poor fits of the VPA (see above) as well as unquantified uncertainties in the projections (especially future recruitment levels, current and future selectivity patterns).

7.2 Projections WBFT

7.2.1 Methods

As in 2012, the two recruitment scenarios discussed in Section 5.2: a low recruitment potential 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 potential scenario that assumes the number of recruits is a Beverton and Holt function of the spawning biomass in the previous year, were considered. In past assessments of the stock, the Working Group indicated that there was no strong evidence to favor one scenario over the other and that the two scenarios provide reasonable (but not extreme) lower and upper bounds on rebuilding potential. The two alternative scenarios are presented as equally plausible, consistent with the prior assessment.

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. Projections and benchmarks were 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 2012 assessment (see **Figures 37** and **38**). The Beverton-Holt stock-recruitment relationship was fitted to the estimates of SSB and recruitment for the 1970-2009 year-classes by means of maximum likelihood estimation (lognormal error structure). The extent of recruitment variability, σ_R , for each bootstrap replicate was equal to the maximum likelihood estimate (estimated within Pro-2box on a bootstrap by bootstrap basis). As in 2012, 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 0.418 for the base case.

The 2-line stock-recruitment relationship assumes a linear increase in recruitment from the origin to a “pivot” level of SSB above which recruitment is independent of SSB. The “pivot” spawning stock size is defined as the mean spawning stock size over 1990-95 (the period that includes the lowest estimates of spawner biomass). The constant level of recruitment is defined as the geometric mean recruitment over the years 1976-2010, a period over which recruitment showed less variation compared the full time series. Similar to the Beverton-Holt model, the 2-line stock recruitment relationship used a first-order auto-correlated process with the standard deviation (σ_R) estimated on a bootstrap by bootstrap basis and the autocorrelation parameter (ρ) estimated at 0.359.

The recruitment estimates from the VPA for recent years, 2011 to 2013, were replaced with mean predicted values of stock-recruitment model with associated standard deviation (for both low and high recruitment scenarios). Numbers and fishing mortality-at-age for ages 1-3 at the start of 2011 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 2010-2012 (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 2012). In this way, the average weight of the plus-group is allowed to increase with reductions in the fishing mortality rate. The projected catch for 2014 was assumed to be equal to the current total allowable catch (TAC) of 1,750 t [Rec. 12-02]. For years beyond 2014, projections were continued using various levels of constant catch with the restriction that the fully-selected (apical) F was constrained not to exceed 2 yr⁻¹.

Medium-term projections were conducted to cover the time of the rebuilding plan (2019) and extended to 2025. Projected SSB was expressed relative to the SSB associated with MSY and $F_{0.1}$ (i.e., SSB_{MSY} , $SSB_{0.1}$) for the appropriate recruitment scenario. SSB_{MSY} was used as a reference level for rebuilding because it is the target of the current rebuilding program. The reference point $F_{0.1}$ is often used rather than F_{MSY} by other stock assessment groups, particularly when the stock-recruitment relationship is poorly known. It should be noted that $F_{0.1}$ is calculated independent of an underlying stock recruitment relationship in VPA-2BOX, and in some cases $F_{0.1}$ can exceed F_{MSY} because of stock-recruitment relationship effects. The projected estimates of $SSB_{0.1}$ presented here assume the two alternative stock-recruitment prediction models.

7.2.2 Results

The recruitment expected at SSB_{MSY} was much lower under the two-line scenario (96,500 individuals) than with the Beverton-Holt scenario (210,000 individuals), with correspondingly lower estimates of MSY and SSB_{MSY} . However, the two-line and Beverton-Holt scenarios predict similar levels of recruitment when spawning stock sizes are low (i.e., SSB between 5,000 and 13,000 t).

Projections of SSB from the base VPA were made through 2025 under constant catches of 0 t to 3,500 t in 100 t intervals, with an additional projection at the current TAC of 1,750 t [Rec. 12-02]. The associated benchmarks for the base case are given in **Table 19**. The results assuming low recruitment potential (**Figure 45**) indicate there is better than a 60% chance that the stock is currently at or above the convention objective ($SSB_{MSY} = 12,900$ t). Accordingly, there is less than a 50% chance of overfishing if catches are maintained at less than or equal to the maximum sustainable yield (2,650 t). The outlook under high recruitment potential is very different, indicating that the stock has 0.8% current probability of being at the convention objective (i.e. the stock is estimated to be overfished, but not experiencing overfishing).

The median estimates of projected SSB, SSB/SSB_{MSY} , F , F/F_{MSY} , F , $F/F_{0.1}$ and recruitment for the high and low recruitment scenarios are shown in **Figures 45** and **46**. Under the low recruitment potential scenario, the current TAC will lead to the 2019 SSB (the terminal year of the rebuilding plan timeline) being higher than the estimated SSB for 2013. Constant catches at 2,250 t would lead to no increase in the SSB in 2019 compared to 2013, while catches above 2,250 t will result in the 2019 SSB being smaller than the 2013 SSB. The high recruitment potential scenario (**Figure 46**) suggests that the western stock will not rebuild by 2019 even with no catch (0 t), although the current TAC was estimated to have ended overfishing in 2010 and initiated rebuilding in recent years. At the current TAC of 1,750 t, the high recruitment scenario indicated that the stock is not expected to be rebuilt to SSB_{MSY} before 2025. The 60th percentile of projected SSB/SSB_{MSY} and F/F_{MSY} were also computed, and are illustrated in **Figure 47**. In general, the trends at the sixtieth percentile were similar to the median trend estimates.

Spawning stock biomass predictions were similar between the low and high recruitment scenarios for the period 2014 to 2019 (**Figure 48**). Comparison of results with the previous update assessment showed that the 2014 estimated stock biomass trajectory under the low and high recruitment scenarios is considerably higher than the results of the 2012 assessment. The 2014 assessment also indicated a higher level of SSB and SSB relative to MSY between 2014 and 2019. The projected stock status under the two recruitment scenarios resulted in different estimates of overfished status ($SSB < SSB_{MSY}$), but both scenarios indicated that the recent harvest levels were below the overfishing threshold ($F > F_{MSY}$).

The Kobe 2 Strategy Matrices are summarized in **Tables 18 to 20**. **Table 18** summarizes the probability that various constant catch policies will prevent overfishing. **Table 19** summarizes the probability that various constant catch policies will allow rebuilding under the low and high recruitment scenarios or maintain SSB above SSB_{MSY} , whereas **Table 20** summarizes the joint distribution ($SSB > SSB_{MSY}$ and $F < F_{MSY}$). The results presented in these matrices are consistent with those discussed above (**Figures 45 to 47**).

8. Recommendations

8.1 Research Recommendations

- 1) The Species Group recommends continuing the biological studies for bluefin tuna, specifically for improving the knowledge on its variability in distribution and behavior, complex population structure (by genetic, microchemistry and other advanced methodologies), mixing, and the age estimation of captures. These studies shall be conducted on a routine basis, because they are all extremely important for the stock assessment and for taking into account annual variability. Sampling throughout the stock distribution area is essential, particularly for those areas where samples are not available so far. The ICCAT GBYP framework is the tool for carrying out all these tasks over the entire ICCAT Convention area.

- 2) Given the GBYP initiative to conduct enhanced biological sampling, and the work done to establish a reference collection of otoliths and create standard ageing protocols, the Group recommends that a central digital repository be established to contain the current reference collection data as well as future contributions from CPCs and other institutions. This database must contain the reference images, direct ages and associated metadata. Once established, the SCRS should request that this information be submitted on an annual basis.
- 3) Reliable evaluation of Atlantic bluefin tuna stock status is hindered by the lack (or low quality) of catch, catch/effort and size statistics over time for some of the major fleets. Effort to improve the temporal and spatial coverage for detailed size and catch-effort statistics of the main fisheries, especially in the Mediterranean, should be continued and even increased, using new technologies (e.g. stereoscopic camera for size data and VMS data for effort).
- 4) Given concerns raised regarding the conflicting trends in CPUE indices for Atlantic bluefin tuna with regard to changing fishery, population density, oceanographic or regulatory dynamics, there is a need to evaluate how to deal with these factors. Considerations include, but are not limited to:
 - should indices be split or maintained when changes in catchability may have occurred
 - can changes in catchability be estimated within or external to models
 - how or should post-hoc corrections to indices be applied
 - can separate indices be combined (e.g. Gulf of St. Lawrence and U.S. rod and reel >177cm) into joint indices, or new indices (longlines)
 - can oceanographic covariates explain divergences in indices (e.g., Atlantic warm pool and swordfish CPUE)
 - Can spatial habitat utilization maps determined from PSAT tagging or externally derived spatial abundance estimates (e.g. a mark-recapture estimate of abundance in the Gulf of St. Lawrence) be used to determine the fraction of the population ‘seen’ by an index.

8.2 Management Recommendations

8.2.1 East

In [Res. 09-06, 10-04, 12-03, and 13-07] the Commission established a total allowable catch for eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna between 12,900 t and 13,500 t since 2010. Additionally, in [Rec. 09-06] the Commission required that the SCRS provide the scientific basis for the Commission to establish a recovery plan with the goal of achieving B_{MSY} through 2022 with at least 60% of probability.

The Kobe matrices are presented indicating the probabilities of i) $F < F_{MSY}$ (**Table 21**) ii) $SSB > SSB_{MSY}$ (**Table 22**) and iii) ($F < F_{MSY}$ and $SSB > SSB_{MSY}$) (**Table 23**) for quotas from 0 to 30,000 t for 2014 through 2022. Shading corresponds to the probabilities of being in the ranges of 50-59%, 60- 69%, 70-79%, 80-89% and greater or equal to 90%. It should be kept in mind, however, that the Kobe matrices cannot integrate some important sources of uncertainties that currently remain unquantified.

The implementation of recent regulations through [Recs. 13-07, 12-03, 10-04, 09-06, and previous recommendations] has clearly resulted in reductions in catch and fishing mortality rates, and in a substantial increase in the spawning stock biomass for the Continuity run and the 7 sensitivity analyses of the updated assessment. All CPUE indices show increasing trends in the most recent years. However, the Committee notes that the present assessment is an update of the 2012 assessment which relies only on a Continuity model and 7 sensitivity analyses. This update showed lack of the stability of VPA results to slight changes in data inputs and model specifications.

In the light of the results of the updated assessment, there are continuing positive signs of the success of the rebuilding plan and the efficiency of the management measures taken by the Commission. Noting that the goal of achieving B_{MSY} (through 2022) with at least 60% probability might already have been, or will soon be reached, the Commission should consider adding a new phase to the current recovery plan.

The Committee noted that maintaining current TAC or moderately and gradually increasing over recent TACs under the current management scheme should not undermine the success of the rebuilding plan and should be consistent with the goal of achieving F_{MSY} and B_{MSY} through 2022 with at least 60% of probability. However, as the Committee was not able to provide the Commission with a robust advice on an upper bound for the TAC

because of differing views about the implications of the uncertainties associated with the assessment, no agreement could be reached about the upper limit for such an increase that would not jeopardize the recovery of the stock. In equivalent situations, other scientific fora have similarly recommended moderate increases of the TAC, in applying the precautionary approach. To this end, and among other possible targets (e.g. $F_{0.1}$, F_{MAX} , etc.), a gradual increase (in steps over e.g. 2 or 3 years) of the catch to the level of the most precautionary MSY estimate would allow the population to increase even in the most conservative scenario (low recruitment scenario), noting the Commission's desire to maintain the stock in the green zone [13-07]. Nevertheless the SCRS scientists were not able to reach a consensus on the number of steps to complete the rebuilding plan, or on the management strategies.

Such stepped increases should be reviewed annually by the Commission on the advice of the SCRS (such reviews should consider stock indicators but would not necessarily extend to update stock assessment).

8.2.2 West

In 1998, the Commission initiated a 20-year rebuilding plan designed to achieve SSB_{MSY} with at least 50% probability. In response to recent assessments, the Commission recommended a total allowable catch (TAC) of 1,900 t in 2009, 1,800 t in 2010 [Rec. 08-04] and 1,750 t in 2011, 2012, 2013 and 2014 [Rec. 10-03, Rec. 12-02, 13-09].

The 2014 assessment indicates similar historical trends in abundance as in previous assessments, but a more rapid increase in recent years. The strong 2002/2003 year classes and recent reduction in fishing mortality have contributed to this in recent years.

Future stock productivity, as with prior assessments, is based upon two hypotheses about future recruitment: a "high recruitment potential scenario" in which future recruitment has the potential to achieve levels that occurred in the early 1970s and a "low recruitment potential scenario" in which future recruitment is expected to remain near present levels (even if stock size increases). The results of this assessment have shown that long term implications of future biomass are different between the two hypotheses and the issue of identifying one of these two hypotheses, or an alternative one, as being the more realistic remains unresolved.

Probabilities of achieving SSB_{MSY} within the Commission rebuilding period were projected for alternative catch levels (**Figures 45-47**). The "low recruitment potential scenario" suggests that spawning biomass is currently above SSB_{MSY} , whereas the "high recruitment potential scenario" suggests that SSB_{MSY} has a very low probability of being achieved within the rebuilding period. Despite this large uncertainty about the long term future productivity of the stock, under either recruitment scenario catches of less than 2,250 t are estimated to allow the spawning biomass to be at or above current levels by 2019 (with 50% probability) and this level of catch should not be exceeded. Maintaining catch at current levels (1,750 t) is expected to allow the spawning biomass to increase more quickly, which may help resolve the issue of low and high recruitment potential.

Should the Commission decide to have a scientific research quota (such as proposed in Itoh 2014, Japan 2014) then that quota should be included within a TAC that is consistent with the scientific advice above. The Committee notes continued stock growth will increase ability to discriminate between alternative recruitment hypotheses.

9. Responses to the Commission

9.1 Continue to explore operationally viable technologies and methodologies for determining the size and biomass at the points of capture and caging and evaluate the BFT pilot studies to estimate both the number and weight of bluefin tuna at the point of capture and caging using stereoscopic systems, Rec.[13-07] paragraph 88

Background: [Rec. 13-07] paragraph 88 requests CPCs to provide to the SCRS data and information collected under pilot studies implemented to better estimate both the number and weight of bluefin tuna at the point of capture and caging including through the use of stereoscopic cameras systems or alternative techniques that provide the equivalent precision and shall cover 100% of all cagings in order to refine the number and weight of the fish in each caging operation. The SCRS shall continue to explore operationally viable technologies and methodologies for determining the size and biomass at the points of capture and caging and report to the Commission at the 2014 Annual meeting.

In 2014 six flags started submitting size and weight measures of bluefin tuna at caging operation using stereo camera video systems. However the data submitted did not include technical specifications on the operation and software used. Document SCRS/2014/141 summarized size distribution of the data provided and compared the modal distributions to back-calculated harvest size data from previous years (2010-2013). Differences were found between the density and size frequency distributions by flag and it was not possible to determine if these differences reflect differences in the catches of different years or in the methodologies related to back-calculating catch at size from harvest data.

The Group recommended that procedures for the use of the stereo camera, calibration and estimation of size from video recording be standardised and made available to the SCRS. It was also requested that the Secretariat provide a standard electronic format for data submission to the CPCs.

The Group also recommends reviewing and providing appropriate conversion factors to estimate weight based on the size measures. Finally the Group recommends use of the stereo camera measurements to validate methods that use size and weight at harvest data for estimation of size frequency of bluefin catch destined to farms. New results including area/time specific relationships will be presented during the next data preparatory group.

9.2 Evaluate the bluefin tuna national observer programmes conducted by CPCs to report the Commission and to provide advice on future improvements, Rec.[13-07] paragraph 90

Background: [Rec. 13-07] paragraph 90 requests CPCs to provide to the SCRS data and information collected under each CPC's observer programme in accordance with requirements and procedures to be developed by the Commission by 2009 taking into account CPC confidentiality requirements.

The Commission calls the SCRS to report on the scientific aspects of the programme. The report shall include:

- *The coverage level achieved by each CPC.*
- *A summary of the data collected and any relevant findings associated with those data.*
- *Recommendations to improve the effectiveness of CPC observer programmes.*

In accordance with Recs. 12-03 and 13-07, data collected under the national bluefin tuna observer programmes has been submitted to the Secretariat. No format has been developed for this data submission as of yet, although potentially the general observer data collection forms developed and presented to the Sub-Committee on Ecosystems in 2014 could be used. As such several CPCs have submitted data describing their observer programmes (using statistical from CP45), but not the actual data collected by them. Should the newly developed observer forms be adopted for bluefin tuna observer programmes as well, this problem may be resolved and the Committee will be able to provide a more detailed response to the Commission.

9.3 Provide updated BFT growth rates tables based in the information from BCDs and other submitted data, Rec. [13-07], paragraph. 98

Background: [Rec. 13-07] paragraph 98 requests the SCRS to review information from BCDs and other submitted data and further study growth rates so as to provide updated growth tables to the Commission by the 2014 Annual meeting.

Harvest data from over 130,000 caged bluefin were analyzed in document SCRS/2014/162 to estimate maximum potential growth factors in farms (not any specific farm). The document presents possible proxies of "maximum" growth, based on the probability distribution of variance of weight at size, from 3 alternative statistical models, using the 75% percentile of the cumulative density functions. These estimated proxies were compared to the current maximum growth table adopted by the SCRS in 2010. Two of the estimated proxies were found to be lower. This analysis confirmed that farming increases the weight compared to similar sized wild fish and indicated that there were seasonal effects on growth. However, it was concluded that the differences between the growth proxies and the current growth table should be further reviewed and evaluated before an updated growth table can be submitted to the Commission.

9.4 Review the technical specifications of the use of stereoscopic cameras systems as defined in Rec. [13-08]

Background: [Rec. 13-08] paragraph 6 requests the SCRS to review the technical specifications of the use of stereoscopic cameras systems as defined in paragraphs 1 to 5 of this recommendation. The SCRS shall also provide any recommendations to improve the system.

Six CPCs submitted in 2014 size and weight data from measures at caging operations using stereoscopic cameras systems. However information on the specific details of the technical specifications of the stereoscopic cameras systems used was not provided. Therefore, the Committee was not able to review or compare the specification provided in Rec. [13-08]. The Committee recommends that CPCs using stereoscopic cameras systems do provide to the Secretariat the specification of their applications including:

- Logistic settings of the cameras between the holding cage and transferring nets.
- Specifics of the cameras, distance, video recording specification, count and size determinations specifics.
- Software and settings for converting digital images and measures to actual size equivalent measure, as well as conversion factors for weight.

These specifications should be provided in conjunction with the size and weight data submitted. A preliminary review of the stereoscopic camera data collected and submitted is provided in SCRS/2014/141.

9.5 Provide answer to the requests from the Second Meeting of the Working Group of Fisheries Managers and Scientists in Support of the WBFT Stock Assessment

One of the objectives of the Second Meeting of the Working Group of Fisheries Managers and Scientists in Support of the WBFT Stock Assessment meeting in Prince Edward Island, Canada, was to explore options/proposals for the development of new fishery independent indices of abundance and the improvement of existing bluefin tuna indices. In this context Japan proposed a longline CPUE survey in the intermediate area of three nations' fishing grounds. To complement this enhanced survey, the SCRS discussed the potential for a new index comprised of combined existing CPUE data from the Japanese, Canadian, and U.S. fleets operating in the northwest Atlantic. The combined index would require access to set-by-set data from the respective CPC. There was general consensus that such a CPUE index could make a significant contribution to the future WBFT stock assessment. The SCRS recognized the potential obstacles that might arise due to the data confidentiality rules of the different CPCs. However, the SCRS also agreed that possible venues to estimate the combined CPUE using set-by-set data should be explored (recognizing the confidentiality requirements of each CPC), and it strongly encouraged Japan, Canada, and U.S. scientists to collaborate in the development of a new index. It was suggested to start the collaborative work using the existing aggregated data which has no confidentiality constraints while pursuing options for bringing together higher resolution data. To achieve this objective it was recommended that a small working group with 1-2 scientific representatives from Canada, Japan, Mexico and the USA be established (in 2015) to investigate approaches for combining raw catch/effort data for CPUE from each country into a new index (or indices) of abundance for western Atlantic bluefin tuna.

A number of proposals were presented on the development of new fishery (dependent and independent) indices of abundance and the improvement of existing indices for bluefin tuna at the meeting of the Working Group of Fisheries Managers and Scientists, Charlottetown, PEI. It was recommended that the results of this work and that the novel proposals be presented to the SCRS in September 2014 for review and evaluation. Unfortunately, given the time commitment required for an update assessment of both the eastern and western stocks, insufficient time was available to review the specific details of each proposal. A general evaluation matrix was developed (**Tables 24 and 25**) and the criteria for each proposal formulated by the proponent CPC. It should be noted that each of the proposals were vetted through their national scientists and the Science/Managers workshop, as such each has scientific merit to address a variety of issues and would make a valuable contribution to the western bluefin tuna stock assessment. The SCRS generally agreed that these projects could contribute to the development of new indices and improvements to the old, and supports the further development of formal proposals by the CPCs for the proposals which require scientific quota or funding from the Commission. However, the projects were not rated for priority or benefit.

The Second Meeting of the Working Group of Fisheries Managers and Scientists in Support of the WBFT Stock Assessment also made the following requests:

Provided that it does not interfere with the current work program of the SCRS deriving from previous decisions of the SCRS and the Commission, the Working Group requests the SCRS to:

- 1) Consider the proposal from Canada to employ the surplus production model in association with the update of stock assessment in 2014.
- 2) As part of the 2014 update assessment of western Atlantic bluefin tuna, provide guidance on a range of fish size management measures for western Atlantic bluefin tuna and their impact on yield per recruit and spawner per recruit considerations. The SCRS should also comment on the effect of fish size management measures on their ability to monitor stock status.
- 3) Provide to the 2014 Commission meeting for its consideration: A range of potential interim target reference points based on levels expressed in the percentage of currently estimated spawning stock biomass taking into account relevant factors including, but not limited to, the estimated speed of increase of the spawning stock biomass, levels of recent recruitment, and the level corresponding to a biomass enabling the SCRS to determine if there is an applicable recruitment scenario for the western Atlantic bluefin tuna stock. A Strategy Matrix to achieve these interim target reference points; a limit reference point, taking into account the historically lowest level of spawning stock biomass; a Strategy Matrix to avoid dropping below the interim limit reference point.

The Committee did not have sufficient time to fully address all of these requests, but offers the following responses until the matters can be considered more adequately.

- 1) The second meeting of the Working Group of Fisheries Managers and Scientists in Support of the WBFT Stock Assessment requested that the Working Group on bluefin tuna consider a proposal from Canada to employ a surplus production model in association with the update stock assessment in 2014, provided it did not interfere with the current work plan. The SCRS agrees that it is useful to evaluate all methods appropriate for the available data and life history of the species in question, which in some cases may include production models. However, the SCRS expressed concern that the Commission was prescribing which methods the SCRS should employ. Nevertheless, in support of the Commission's request, the Group reviewed document SCRS/2014/183. The Group did not reach a consensus on the merits of using production models of the kind discussed in SCRS/2014/183 to provide scientific advice on the status of Atlantic bluefin tuna. It was pointed out that such production models ignore information on the size or age structure of the catch and assume that all age classes are equally vulnerable to the fishery (which is clearly not the case for Atlantic bluefin tuna). However, it was also noted that past Working Groups have explored the use of age-structured production models and that it might be worth exploring those approaches again. The Group agreed that the surplus production model might be useful as a possible management procedure tested in a management strategy framework.
- 2) The Committee was unable to conduct any new bluefin tuna yield per recruit analysis to address this particular question during the 2014 stock assessment meeting due to time constraints and, therefore, it reiterates the response provided to the Commission in 2012 (paragraph below). The Committee indicated that, if time permits, it will evaluate the impact of adopting alternative larger size limits that take into consideration the age of maturity of western bluefin tuna, on the yield per recruit and spawner per recruit during 2015.

The Committee recalls that in 2012 it reviewed yield-per-recruit calculations using various selectivity patterns by gear based on the 2010 assessment results and for decreased selectivity pattern by up to 40% for ages 1 to 6 for the whole fishery based on the 2012 assessment results. The Committee recognized that Y/R and SSB/R could be improved by changing the selectivity pattern (decreasing the selectivity of ages 1-6 by 40% resulted in only modest improvements), but this would imply allocation changes with implications beyond strict Y/R and SSB/R considerations. In addition, the Committee was concerned that such changes in selectivity would affect the availability and utility of indices of stock sizes currently used in the assessment. Furthermore, regulations to decrease the catches of ages 1 to 6 bluefin tuna may have unintended negative consequences such as increased discard mortality, which may be difficult to monitor, and changes due to reallocation of effort which may be difficult to predict.

- 3) The target spawning stock biomass for western Atlantic bluefin tuna is currently based on the level that would support MSY (SSB_{MSY}), with the goal of attaining this target by 2019 (Rec. 98-07). The calculation of MSY and SSB_{MSY} is dependent upon assumptions about the underlying stock-recruitment relationship; the SCRS currently provides management advice assuming two alternative stock recruitment scenarios which are broadly divergent in their estimates of SSB_{MSY} for Atlantic bluefin tuna. Therefore it is difficult to implement Harvest Control Rules using MSY based reference points. There are several potential candidates for an interim target reference point that can serve as a proxy for MSY-based targets, but do not require any assumptions about the stock-recruitment relationship. One that has been suggested for bluefin tuna in the past is $F_{0.1}$ (a fishing mortality rate based on yield per recruit considerations) and the associated biomass target $SSB_{F_{0.1}}$. In some cases $SSB_{F_{0.1}}$ has been derived using an assumed stock-recruitment relationship, however one could also simply assume that future levels of recruitment in the near-term are likely to be similar to estimates of recruitment from the recent past and treat the resulting calculation of $SSB_{F_{0.1}}$ as an interim (short term) target that would be updated with each assessment. Other proxies such as spawning potential ratio (SPR) have been used for other fisheries, although determination of which level of SPR that is appropriate requires some additional work.

ICCAT has no official definition of a limit reference point. As part of Harvest Control Rules, a limit reference point (LRP) is intended to restrict harvesting so as to avoid highly undesirable states of the stock, such as recruitment overfishing, from which recovery could be irreversible or slowly reversible. LRPs can be set based on fishing mortality rates or related to biomass levels; in this case, it is interpreted that the Commission is referring to biomass related LRP. In the context of recent discussions of harvest controls within the SCRS, and for this response, a biomass related LRP is defined as a boundary (e.g. in terms of absolute or relative biomass levels, spawning potential ratios (SPR), etc.) which, if crossed, would require the cessation of harvesting until the stock has recovered to a level above the LRP. Additional Harvest Control Rules can be put in place to work in conjunction with the LRP to avoid falling below the LRP with high probability. Note that LRPs need to be considered in conjunction with related management measures as some of the possible LRPs referred to here are used in other RFMOs, but not necessarily as a point where the cessation of harvesting is required. It was also pointed out that the LRP paradigm effectively assumes that stock status is known exactly, whereas in reality this is subject to uncertainty, which leads to problems in making recommendations on this basis; a primary purpose of MSE approaches is to avoid these problems.

For the western bluefin tuna stocks, it is preferable to base the LRP on parameters which are not dependent upon a particular stock recruitment scenario. Options for limit reference points include:

- Biomass levels considered necessary to avoid recruitment overfishing, to preserve genetic diversity, ensure spawning success and/or maintain robustness to changes in environmental conditions, etc. These can be absolute or relative.
- SSB levels based on historical estimates.
- SPR (spawning potential ratios).
- Values of directly “observable” quantities such as (preferably fishery-independent) abundance indices which are independent of the assumptions associated with assessments.

As an example, an interim limit reference point of SPR (e.g. 20%, 30%, 40%) could be used for the western bluefin tuna stock. In such a case, were the Commission to adopt a set of Harvest Control Rules that incorporated this LRP, if the SPR (calculated, for example, from the ratio of the fished spawning stock biomass per recruit [$SSBR$] to the unfished $SSBR$) should fall below the prescribed level, fishing on the stock should cease until the SPR is once again greater than that level. A measure like $F_{0.1}$ could also be considered as a fishing mortality limit reference point, with a target reference point set as some fixed percentage of $F_{0.1}$.

The Committee reviewed results based on simulation modeling (SCRS/2014/145) which indicate that setting adequate target F levels with a Harvest Control Rule for eastern bluefin tuna could increase long-term harvest, permit greater stability in annual TACs, and maintain low probabilities of recruitment overfishing. However, the Committee previously identified some limitations in this approach and recommended further analyses. Management strategy evaluations (MSE) can help characterize the relative performance of specific reference points in regards to achieving management objectives and the risk of stock levels falling below defined reference points (limits and thresholds) for a series of target reference points under specific Harvest Control Rules (HCR), similar to those

conducted for the eastern bluefin tuna may help to characterize the relative performance of specific target reference points. The Committee noted the GBYP program is well-along in developing a framework for conducting MSEs for Atlantic bluefin tuna. Further guidance from the Commission is required in order to define these target reference points, as they may be dependent on such criteria as the desired probability for maintaining stocks in a not-overfished, non-overfishing status (e.g. an appropriate percentage of F_{MSY}), or for avoiding stock collapse. In general, it must be remembered that MSE effectively integrates over the range of alternative plausible assessments and does not relate straightforwardly to reference points as defined in the “best assessment” paradigm; instead MSE focuses on trade-offs between attainment of often conflicting objectives, as expressed in terms of performance statistics.

Due to time constraints, the SCRS could not prepare Strategy Matrixes for each example of the reference points.

10. Other matters

No other matters were discussed.

11. Adoption of the report and closure

The report was adopted.

The Chairmen thanked the participants for their hard work and the meeting was adjourned.

References

- Anon. 2003. Report of the 2002 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(3): 710-937.
- Rooker JR, Secor DH, DeMetrio G, Schloesser R, Block BA, Neilson JD. 2008. Natal homing and connectivity in Atlantic bluefin tuna populations. *Science* 322:742-744
- Anon. 2011. Report of the 2010 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain - September 6 to 12, 2010). Collect. Vol. Sci. Pap. 66(2): 505-714.
- Palma, C. and Ortiz, M. 2011. Estimating the Atlantic bluefin (*Thunnus t. thynnus*) catch-at-size by quarter and 5 by 5 degree squares. Do not publish.
- Ortiz, M. and Palma, C. 2011, Summary of comparison and verification of the AGEIT Program for age-slicing of bluefin tuna catch at size (CAS) information. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(2): 918-934.
- Walter JF. and Porch CE., 2012. Modeling terminal-year fishing mortality rates in western Atlantic bluefin tuna virtual population analyses. *Aquatic Living Resources*, 25(4): pp 333-340.
- Kell, L., Bonhommeau, S., Fromentin, J.M. 2013. A Catch Curve Analysis for East Atlantic and Mediterranean Bluefin Tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 69(1): 199-203.
- Fromentin, J.M., Bonhommeau, S. and Brisset, B. 2013. Update of the index of abundance of juvenile bluefin tuna in the western Mediterranean Sea until 2011. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 69(1): 454-461.
- Itoh T. 2014. Research Proposal to Improve Stock Abundance Indices for Western Stock of Atlantic bluefin Tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 70(2): 678-683.
- Japan. 2014. Talking Points of Scientific Design on Research Plan for Western Bluefin Tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 70(2): 703-707.

RAPPORT DE LA RÉUNION ICCAT D'ÉVALUATION DE 2014 DU STOCK DE THON ROUGE DE L'ATLANTIQUE

(Madrid, Espagne, du 22 au 27 septembre 2014)

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

La réunion a eu lieu au Secrétariat de l'ICCAT à Madrid. Les Drs Clay Porch (États-Unis) et Sylvain Bonhommeau (UE-France), les rapporteurs du thon rouge pour le thon Ouest et Est, respectivement, ont co-présidé la réunion. Les Drs Porch et Bonhommeau ont souhaité la bienvenue aux participants (« le groupe ») et ont procédé à l'examen de l'ordre du jour, qui a été adopté sans aucune modification (**Appendice 1**).

La liste des participants figure à l'**Appendice 2**. La liste des documents présentés à la réunion est jointe à l'**Appendice 3**.

Les participants suivants ont assumé la tâche de rapporteurs pour les divers points du rapport :

<i>Point</i>	<i>Rapporteur</i>
1, 9, 10	S. Bonhommeau
3	C. Porch, S. Bonhommeau
4.1	E. Rodríguez-Marín, D. Secor, J.M. Ortiz de Urbina
4.2	H. Arrizabalaga, A. Kimoto, G. Díaz
4.3	A. Kimoto, J. Walter
4.4	S. Cadrin
5	M. Lauretta, H. Arrizabalaga, JM Fromentin, A. Kimoto, C. Porch
6	M. Lauretta, S. Cass-Calay, C. Porch, J. Walter, S. Bonhommeau, Jean-Marc Fromentin
7	M. Lauretta, L. Kell, J. Walter, J.M. Fromentin, C. Porch
8	C. Porch, M. Ortiz, S. Deguara, S. Bonhommeau

2. Examen des documents scientifiques présentés au groupe

Compte tenu de la quantité considérable de documents soumis, il a été décidé de les présenter par groupe et de mener un débat général à la fin de chaque groupe de présentations. Par conséquent, le rapport a été restructuré de sorte que, pour certains points, les résumés des documents ont été présentés en appendice (**Appendice 4**) et seul le débat général a été inclus dans le corps du texte.

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

La Recommandation 08-05 de l'ICCAT (qui a remplacé la Rec. 06-05) prévoyait une période de rétablissement pour le thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée sur 15 ans, à compter de 2007, en vue du rétablissement du stock au niveau de la BPME, 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 réglementations 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 cette stratégie semble être bien plus robuste que celle prévue dans la Recommandation 06-05 et possiblement dans la Recommandation 08-05, face à une vaste gamme d'incertitudes entourant les données, l'état actuel et la productivité future. Cette stratégie impliquerait des prises bien plus faibles au cours des prochaines années (de l'ordre de 15.000 t ou moins) mais le bénéfice 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 avant de pouvoir constater 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 oscillant entre 50 et 90%, tenant compte de la Résolution 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 au niveau de la 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.

Le Comité a réalisé une autre évaluation du thon rouge de l'Atlantique en 2010. Sur la base des résultats, le Comité a conclu que, même si la perspective de l'état du thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée s'est améliorée par rapport aux évaluations antérieures, le stock reste surexploité (il a été estimé que la SSB n'équivalait qu'à 35% de la biomasse escomptée dans le cadre d'une stratégie de PME) et fait l'objet de surpêche (le taux de mortalité de 2009 était estimé être supérieur au niveau cible de référence $F_{0,1}$). La Commission avait décidé de réduire le total de prises admissibles (TAC) à 12.900 t tous les ans, prenant effet à partir de 2011 et par la suite, jusqu'à ce que le TAC soit changé en suivant l'avis du SCRS (Rec. 10-04). La Commission a également mis en œuvre une série d'autres mesures (notamment des fermetures saisonnières et des limites de taille minimale) et a renforcé plusieurs mécanismes de contrôle afin de veiller à ce que les mesures de gestion soient respectées et afin de garantir la traçabilité de toutes les prises. L'évaluation a été mise à jour en 2012. Des estimations de l'état du stock par rapport aux paramètres de la PME ont mené à la conclusion que F_{2011} se situait en deçà du point de référence cible $F_{0,1}$ et que la SSB représentait environ 63% (de 37% à 89% en fonction du niveau de recrutement postulé) de la biomasse escomptée dans le cadre d'une stratégie $F_{0,1}$ utilisant la prise déclarée et 76% (de 37% à 116% en fonction du niveau de recrutement postulé) de la biomasse escomptée dans le cadre d'une stratégie $F_{0,1}$ utilisant la prise réajustée. La Commission a par la suite légèrement augmenté le TAC à 13.500 t chaque année alors que les autres mesures ont été conservées.

Dans le cas du thon rouge de l'Atlantique Ouest, les résultats des évaluations de 2010 et 2012 indiquaient que le stock se situait au-dessus du niveau de biomasse pouvant permettre la PME en vertu du scénario de faible recrutement, mais qu'en vertu du scénario de fort recrutement (selon lequel des productions soutenables plus élevées sont possibles à l'avenir), le stock reste surexploité et la surpêche se poursuivra avec le TAC actuel. Le Comité a également conseillé à la Commission de protéger la forte classe d'âges de 2003 jusqu'à ce que celle-ci arrive à maturité et qu'elle puisse contribuer à la reproduction. En réponse à ce conseil, la Commission a réduit le TAC le fixant à 1.750 t au titre de 2011 et 2014 (Recommandations 10-03, 12-02 et 13-09).

4. Résumé des données disponibles pour l'évaluation

Une discussion portant sur les statistiques de capture, les tendances de la pêche et les indices d'abondance relative est reproduite dans le rapport de la réunion de préparation des données sur le thon rouge de 2014 de l'ICCAT. Le présent document ne s'écarte pas, en majeure partie, du plan de travail établi ou des recommandations formulées pendant la réunion de préparation des données. Néanmoins, il s'écartait considérablement du plan de travail en termes de création de la prise par taille et de la prise par âge, détaillée ci-dessous.

4.1 Biologie

Le groupe a examiné plusieurs documents de travail décrivant les progrès récents relatifs à la biologie du thon rouge. L'ensemble des résumés des documents de travail est fourni à l'**Appendice 4**. Un résumé des discussions du groupe est présenté dans cette partie.

Conversions des tailles

Une nouvelle analyse des données issues du SCRS/2014/053, présentée à la réunion de préparation des données sur le thon rouge de l'Atlantique de 2014, a été réalisée pour la relation taille-poids (SCRS/2014/053 rev). Les participants de la réunion ont estimé qu'il était important de standardiser les mesures de tailles utilisées dans la déclaration et les études biologiques. Un échantillonnage exhaustif couvrant une période de 15 ans et 13 régions a été réalisé dans l'ensemble de l'Atlantique et de la Méditerranée dans le but d'améliorer les relations taille-poids des deux stocks. Le document SCRS/2014/053 rev présentait les facteurs de conversion par unité de stock taille-taille, poids-poids ainsi que des relations taille-poids pour des échantillons ayant un nombre représentatif de poissons mesurés. Les relations globales taille-taille et poids-poids présentaient une corrélation élevée entre les données observées et ajustées, les valeurs de carrés r dépassant en moyenne 0,98, exception faite de certaines conversions de taille ayant recours à des mesures de longueur de la première dorsale (LD1) (préoperculaire-museau et première épine dorsale).

Après avoir réalisé plusieurs analyses de sensibilité, il a été décidé d'estimer la relation taille-poids pour chaque unité du stock en utilisant les jeux de données les plus complets contenant le poids vif (RWT) et la longueur droite à la fourche (SFL), y compris les observations originales avec ces types de mesure ainsi que des observations standardisées en RWT et SFL pour lesquelles la mesure originale de la taille ou du poids avait un ou plusieurs facteurs de conversion en taille ou en poids présentant un coefficient de détermination élevé (r -carré > 0,98) (SCRS/2014/053 rev). Les relations non linéaires de taille-poids ont été ajustées au moyen de la méthode de Gauss-Newton pondérées par la variabilité inverse (coefficient de variance observé par limites de l'intervalle des tailles de 5 cm SFL) dans le but de minimiser l'effet des valeurs atypiques. Presque aucune différence ($\leq 6\%$) entre les deux stocks n'a été détectée pour les relations annuelles RWT-SFL. Les modèles mensuels utilisés pour représenter des variations saisonnières dans le poids oscillaient entre moins 5% et plus 4% pour le thon rouge de l'Est, et moins 21% et plus 8% pour le thon rouge de l'Ouest. Les variations mensuelles coïncidaient avec les différences saisonnières escomptées en termes d'alimentation et de reproduction. Tel qu'escompté, les variations absolues en poids sont plus élevées pour les poissons de plus grande taille.

Il a été noté que ces relations peuvent être utilisées pour des applications pratiques lors des opérations de mise en cage, mais celles-ci doivent être soigneusement évaluées par le SCRS car elles diffèrent des équations précédemment utilisées de 12% à 10% par rapport aux fonctions des stocks de l'Atlantique Ouest et Est. Des différences ont été détectées, le thon rouge étant plus lourd dans les fonctions précédentes adoptées par l'ICCAT à partir de 180 cm SFL (cm).

Le document SCRS/2014/151 présentait une relation taille-poids pour l'ABFT dans l'Atlantique Est et en Méditerranée reposant sur un nombre limité d'échantillons de ABFT reproducteurs recueillis par les madragues atlantiques du Maroc et de l'Espagne dans le détroit de Gibraltar en avril et en mai et sur une série d'échantillons de poissons juvéniles. La régression quantile a été utilisée afin de mieux refléter les changements du poids moyen et de la variance du poids par taille. Les résultats ont été comparés avec la relation taille-poids annuelle du SCRS/2014/53Rev et affichaient de profondes différences. De plus, il a été indiqué que ce document n'utilisait pas la régression quantile et les conversions fournissaient des estimations biaisées de poids faibles pour des spécimens de très grande taille.

On s'est demandé si la comparaison ne devrait pas être réalisée avec des estimations mensuelles au lieu de l'estimation annuelle du SCRS/2014/53Rev. Les résultats de l'ajustement quantile appliqué aux données du SCRS/2014/53Rev fournissaient des prévisions semblables à celles obtenues en utilisant la procédure d'ajustement employée dans le modèle retenu utilisant la méthode de Gauss-Newton. On a débattu de la difficulté d'avoir une relation taille-poids pour chaque mois et chaque pêche, et du fait que l'objectif était d'élaborer une relation taille-poids réaliste et de sa variance en tenant compte des facteurs annuels, saisonniers et régionaux.

Le document SCRS/2014/140 faisait état d'une relation taille-poids du thon rouge capturé dans la mer Tyrrhénienne avec des madragues et des palangres en mai-juin 2013. Il a été proposé de comparer ces données avec l'ajustement réalisé dans le SCRS/2014/53Rev et on a fait valoir que ce document représente un échantillonnage beaucoup plus vaste en termes d'années, mois et zones géographiques. Les fonctions annuelles proposées taille-poids par stock (SCRS/2014/53Rev) représentent la moyenne de la population en termes d'années et reflètent bien les tendances de la population lorsque l'on travaille selon des composantes annuelles. Le groupe de travail utilisera désormais ces fonctions pour les prochaines évaluations de stocks.

En conclusion, le groupe de travail a convenu que la taille, le poids et la relation poids par taille présentée dans le document SRCS/2014/053 Rev sont les meilleures estimations pour le thon rouge de l'Ouest et de l'Est et de la Méditerranée (**tableau 5**). Le groupe de travail utilisera désormais ces fonctions pour les prochaines évaluations de stocks. En ce qui concerne le niveau moyen de la population, la relation taille-poids annuelle adoptée est la suivante :

Thon rouge de l'Ouest Poids vif (kg) = $1,59137E-5 * SFL(cm)^3,0205843$

Thon rouge de l'Est/Méd. Poids vif (kg) = $3,15551E-5 * SFL(cm)^2,8984539$

On a toutefois conclu que, compte tenu de la variance du poids par taille et de sa corrélation avec le facteur de condition du poisson, les estimations mensuelles du poids par taille devraient être utilisées pour estimer les prises à partir de données temporelles spécifiques, par exemple pour estimer la prise par taille, les distributions de taille des prises mensuelles, etc. (**tableau 6**). Le groupe de travail a également recommandé d'évaluer plus avant les différences des relations poids-taille ou du facteur de condition associé aux zones géographiques, notamment à la mer Méditerranée.

Détermination directe de l'âge

Une étude sur l'échange de calibrage d'âge dans le cadre du GBYP est décrite dans le document SCRS/2014/150. Cette étude de précision de détermination de l'âge incluait 21 lecteurs de 13 laboratoires qui ont interprété des images des structures calcifiées appariées, des otolithes et des épines, d'un même spécimen. Le coefficient de variation moyen et l'erreur moyenne en pour cent s'élevaient à 20 et 15% respectivement. La précision était inférieure dans le cas des lecteurs non expérimentés que dans celui des lecteurs expérimentés, l'expérience étant un facteur crucial dans l'interprétation de l'âge à partir d'otolithes observés en lumière réfléchie et dans le cas des grands spécimens dont les épines sont observées en lumière transmise. On était généralement d'accord sur la détermination de l'âge des différentes structures provenant du même spécimen. Des otolithes dont l'âge a été déterminé au moyen de différents types d'éclairage présentaient une bonne concordance sans biais important ($p > 0,05$), alors que l'épine ne présentait aucun signe de biais par rapport aux otolithes observés en lumière transmise ($p > 0,05$), mais une sous-estimation de l'âge a été détectée lorsque l'on comparait des otolithes en lumière réfléchie ($p < 0,05$) pour quelques spécimens de plus de 14 ans. Il est nécessaire de procéder à une standardisation plus approfondie des critères de lecture des âges entre les laboratoires et d'élaborer une description de la formation annuelle du type de bordure de l'otolithe. Des questions ont été posées en ce qui concerne le contrôle de la qualité de la détermination de l'âge, entre autres au sujet de l'utilisation d'une collection de référence afin d'éviter des biais et d'accroître la précision de la détermination de l'âge.

Zones de reproduction et études larvaires

Les recherches sur l'écologie larvaire du thon rouge de l'Atlantique ont progressé ces dernières années grâce aux modèles de qualité de l'habitat océanographique, aux modèles climatiques mis à l'échelle inférieure, à l'échantillonnage direct et aux études sur la croissance larvaire, la condition et l'écologie trophique. La comparaison entre les larves échantillonnées dans le golfe du Mexique et la mer des Baléares (mer Méditerranée) a fait apparaître que les larves du golfe du Mexique présentaient un comportement piscivore précoce exceptionnel (consommation de larves de poisson), qu'elles avaient un facteur de condition plus faible et une position trophique apparente plus faible (SCRS/2014/103, SCRS/2014/173). Les taux de croissance des larves recueillies dans le golfe du Mexique (~0,5 mm/d) étaient semblables à ceux observés par le passé (SCRS/2014/175).

Les variables climatiques mises à l'échelle inférieure ont été utilisées comme données d'entrée dans les modèles de l'habitat océanographique du golfe du Mexique et indiquaient que le changement climatique (réchauffement) pourrait diminuer considérablement l'habitat reproducteur potentiel au cours des 50 prochaines années (SCRS/2014/174). Ceci dit, l'échelle spatiale et temporelle de ces prévisions est grossière. Ces mêmes modèles d'habitat présentaient des habitats potentiels pour le frai à l'extérieur du golfe du Mexique, dans la mer des Caraïbes. Dans le cadre d'une prospection d'ichthyoplancton, 18 larves de thon rouge ont été récupérées dans 9 des 97 stations à proximité des îles Bahamas (SCRS/2014/176). Six de ces stations provenaient de régions océanographiquement complexes caractérisées par des gyres cycloniques et anticycloniques. Des modèles d'habitat océanographiques ont également été élaborés pour la mer Méditerranée (SCRS/2014/102). Ceux-ci ont fourni dans quelques cas des prévisions viables de l'habitat de frai reposant sur des distributions connues.

Mélange et structure du stock

Des progrès considérables ont été accomplis dans l'estimation des niveaux d'échanges régionaux pour le thon rouge de l'Atlantique à partir de l'analyse d'isotopes stables d'otolithes (SCRS/2014/171). En ce qui concerne la période 2007-2014, plus de 2000 otolithes ont été analysés pour d'importantes régions de gestion. L'absence de mélange entre les deux principaux stocks concernant des échantillons du golfe du Mexique, du golfe du St Laurent, de l'Atlantique Est et de la Méditerranée, coïncidait avec les schémas de mélange de stocks des échantillons d'otolithes collectés entre 1990 et 2002 (Rooker et al. 2008). En revanche, des analyses récentes ont fait apparaître une réduction des contributions des populations de la Méditerranée à la zone centre-atlantique américaine ainsi que des contributions limitées mais significatives de cette population aux pêcheries maritimes canadiennes. Des niveaux de mélange dans le centre-atlantique américain, la zone maritime canadienne et le centre de l'Atlantique Nord sont le reflet de dynamiques non stationnaires, justifiant un échantillonnage et des analyses plus poussés. Afin de rendre cette analyse de la composition par stock plus efficace et d'en accroître son utilité dans les évaluations de stocks, il convient d'accorder davantage d'attention aux tailles d'échantillonnage, à la conception de celui-ci et aux biais potentiels. Une deuxième méthode de discrimination des stocks reposant sur l'identification et l'examen des parasites (SCRS/2014/149) était prometteuse. Des différences significatives entre les ensembles de parasites de jeunes spécimens de thon rouge de l'année ont été observées entre la mer des Baléares, la mer ionienne, la mer de Ligurie et la mer Tyrrhénienne. D'autres informations sur le mélange des stocks et des approches de discrimination liées ont été présentées lors de la réunion de préparation des données sur le thon rouge de l'Atlantique de 2014 (SCRS/2014/014).

4.2 Statistiques de capture et autres statistiques halieutiques

4.2.1 Prises de l'Atlantique Est et de la Méditerranée

- Prises nominales et tendances des pêcheries

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 2013 compris ont été fournies au groupe pendant la réunion.

Les prises révisées annuelles nominales de thon rouge (Tâche I) de 1950 à 2013, présentées par le Secrétariat et résumées dans le **tableau 1** et la **figure 1**, illustrent la distribution spatiale des prises de thon rouge (1950-2013) par engin et décennie. Les **figures 2** et **3** font apparaître les prises annuelles déclarées de thon rouge par zone et engin principal. Ces montants incluaient également les estimations de la prise non déclarée de la période 1998-2007 réalisées par le groupe (zones ombrées en gris).

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 prise déclarée ont essentiellement eu lieu dans le cas de 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'élevage 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 couverture d'échantillonnage des tailles du thon rouge et par conséquent, de la prise par taille de ces importantes flottilles. Les données de la Tâche I correspondant à la prise déclarée de 2011 et 2013 s'élevaient à 9.774 t, 10.857 t et 13.333 t, respectivement.

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

Conformément au plan de travail de la réunion de préparation des données, le Secrétariat de l'ICCAT a fourni les CAS et CAA mises à jour à la fin du mois de juin 2014, en ayant employé la Tâche I soumise avant la date butoir du 31 mai 2014 (**tableau 1**). Étant donné que cette évaluation des stocks est une mise à jour, seules les années 2011 à 2013 ont été modifiées. Par conséquent, les normes de substitution utilisées dans le cadre de l'évaluation de 2012 ont été appliquées (cf. point 5 du rapport du groupe de préparation des données) (**tableaux 2, 3 et 4**). Comme dans les évaluations antérieures, les différences relatives entre la Tâche I et les prises équivalentes en poids de la CAS, détectées principalement dans le cas de deux pavillons (Japon et États-Unis), n'ont pas été abordées dans cette version mise à jour.

Outre la mise à jour de la CAS et de la CAA, des CAS et CAA entièrement révisées pour l'analyse préliminaire des points de référence (cf. point 5 du rapport de la réunion de préparation des données) ont également été élaborées et fournies au groupe à la fin du mois de juillet par le Secrétariat. Celles-ci incluent toutes les nouvelles informations de taille recueillies dans le cadre du GBYP et provenant d'autres sources (échantillons de tailles de spécimens d'élevage corrigés à partir de la croissance dans les cages, comme le présentait le SCRS/2014/040). Lors des analyses préliminaires de la CAA entièrement révisée, d'importants problèmes ont été identifiés pour le début des années 2000 avec de grandes proportions d'âge 1. Le groupe a conclu que des travaux supplémentaires doivent être réalisés afin d'améliorer la qualité des données de la prise par taille pour cette période.

Le groupe a fait remarquer que des échantillons représentatifs de fréquence de tailles de chaque pêcherie sont nécessaires pour estimer la CAS et la CAA. Dans le cas des flottilles de senneurs opérant en Méditerranée, il a été particulièrement difficile d'obtenir des échantillons de tailles car la majorité de la prise est destinée aux opérations d'élevage. La CAS des flottilles pour lesquelles aucun échantillon n'est disponible a été élaborée au moyen de substitutions conformément aux lignes directrices définies par le groupe de travail. Dans le cas de la senne de l'UE-Croatie, la prise a été convertie en CAS en utilisant la fréquence des tailles de l'UE-France de 2001 à 2013. Ceci dit, il s'est avéré que les tendances de la CAS et le poids moyen des prises des senneurs de l'UE-France ne reflètent plus la distribution de la prise par taille de l'UE-Croatie. Deux nouvelles sources de données de tailles de l'UE-Croatie, disponibles depuis peu, confirment ce constat (**figure 4**) : i) données de la distribution des tailles des thons rouges capturés, marqués et remis à l'eau dans le cadre du projet GBYP en juillet 2013 avec 1.130 échantillons et ii) données de la fréquence de tailles recueillies en 2014 dans le cadre d'opérations de mise en cages avec des systèmes de caméras stéréoscopiques en juillet 2014 dans deux fermes et lors de 8 opérations de mise en cages. Ces deux jeux de données indiquaient que les prises étaient constituées principalement de petits thons rouges de 60 à 120 cm FL, ce qui diffère radicalement de la CAS des senneurs de l'UE-France affichant des prises de poissons beaucoup plus grands mesurant en moyenne 175 cm FL. Le groupe de travail a reconnu les limites de l'information de la distribution des tailles des senneurs. Lors de la réunion de préparation des données, il a été recommandé d'estimer la distribution de la CAS à partir des informations de taille au moment de la mise à mort dans le cadre des opérations d'engraissement en tenant compte de la croissance à la ferme (SCRS/2014/040). Cette information a été intégrée dans l'évaluation pilote (CAS et CAA, point de référence préliminaire). Le groupe n'a toutefois pas eu le temps d'étudier en profondeur les implications de cette nouvelle information.

4.2.2 Prises de l'Atlantique Ouest

Prises nominales et tendances des pêcheries

La prise totale de thon rouge de l'Atlantique Ouest a atteint le niveau record de 18.671 t, en 1964, ce qui était principalement le fait de la pêcherie palangrière japonaise ciblant de grands poissons au large du Brésil à partir de 1962 et de la pêcherie de senneurs des États-Unis ciblant des poissons juvéniles (**tableau 1**). 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 70, 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 constamment baissé et a atteint 1.638 t en 2007 (**figures 5 et 6**), soit le niveau le plus bas depuis 1982, avant de remonter à 2.007 t en 2011, ce qui dépassait le TAC de 1.750 t. La diminution antérieure à 2009 était surtout due aux réductions considérables des niveaux de capture des pêcheries des États-Unis. La prise préliminaire en 2013 s'élevait à 1.484 t.

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 2007 à 2013 (incluant les rejets morts déclarés) s'élevaient à 491, 576, 533, 530, 510, 493 et 480 t respectivement. La prise de 2006 à hauteur de 735 t était la prise la plus élevée jamais déclarée depuis 1977. Les débarquements de 2013 ont été réalisés à la canne et moulinet, à la ligne surveillée, à la palangre, au harpon et à la madrague.

États-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 États-Unis n'ont pas capturé leur quota en 2004-2008, avec des prises de 1.066, 848, 615, 858 et 922 t, respectivement. Les prises ont augmenté en 2009 et s'élevaient entre 2009 et 2011 à 1.273, 953 et 905 t respectivement (rejets morts déclarés y compris). Les prises de 2013, rejets morts compris, par engin se composaient de la manière suivante : 45 t capturées au harpon, 190 t à la palangre, 43 t à la senne et 381 t à la canne et moulinet et à la ligne à main.

Japon. Le Japon utilise l'engin de palangre pour capturer le thon rouge dans l'océan Atlantique. Après 2009, 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 280-420 t au cours de l'année de pêche japonaise) ont fluctué, probablement en raison des réglementations de gestion. Les zones de pêche récentes de thon rouge ont changé et/ou ont été réduites considérablement suite à la mise en place depuis 2009 du régime de quota individuel pour les palangriers japonais opérant dans l'Atlantique Ouest. La pêche de thon rouge dans l'Atlantique Ouest démarre généralement au début du mois de décembre. Néanmoins, cette activité de pêche a commencé plus tôt dans la zone du Nord-Ouest au cours des dernières années et quelques pêcheurs ont opéré dans une zone située au Nord et à l'Est de la Floride/du banc des Bahamas (zone méridionale ICCAT BF55/zona septentrionale ICCAT BF61) entre les mois de décembre et février si le navire disposait encore de quota. Dès que le quota de chaque navire est atteint, celui-ci met fin à ses activités de pêche. La prise de thon rouge de l'Atlantique Ouest réalisée par la flottille palangrière japonaise s'est élevée à 289 t en 2012 et à 317 t en 2013.

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

Le Secrétariat a élaboré les CAS et CAA de l'Atlantique Ouest en utilisant les méthodes décrites dans les documents SCRS/2010/119 (révisé) et Ortiz & Palma, 2011. L'équipe chargée de l'évaluation a toutefois détecté une erreur dans les statistiques de la CAS de 2011 soumises par les États-Unis. Même si les statistiques correctes ont été soumises au Secrétariat peu de temps après que l'erreur ait été détectée, cette soumission a été réalisée bien après la date limite du 31 mai 2014 et le personnel du Secrétariat n'a pas eu le temps de reconstruire la base de données de la CAS et de recalculer la CAA. À la suite de consultation avec le président du SCRS, le Secrétariat et les présidents du groupe de travail, il a été décidé que la meilleure solution était que l'équipe d'évaluation de l'Ouest reconstruise la CAS elle-même et reproduise les estimations correspondantes de la CAA en employant le même code que celui que le Secrétariat avait utilisé (AgeIT_BFT_ver4 R script). Ces analyses sont documentées dans un autre document (SCRS/2014/172).

Le résultat obtenu avec R-Script AgeIT_BFT_ver4 a également été utilisé pour créer une CAA partielle correspondant aux indices d'abondance utilisés dans l'évaluation en appliquant les restrictions de tailles et de mois spécifiées dans le **tableau 7**. La CAA finale et les matrices de la CAA partielle sont présentées dans le document SCRS/2014/172 et sont également illustrées, avec les autres données d'entrée de la VPA, à l'**Appendice 5**.

4.3 Estimations de l'abondance relative

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

Lors de la réunion de préparation des données (de 2014), plusieurs indices de la CPUE ont été présentés et discutés. Même si des informations détaillées à ce sujet sont disponibles dans le rapport de la réunion de préparation des données, cette rubrique inclut un résumé des indices disponibles ainsi que les nouvelles informations et la discussion de la réunion d'évaluation.

Le document SCRS/2014/054 présentait deux indices de la pêche des canneurs dans le golfe de Gascogne : un indice agrégé par âge couvrant une longue période (1952 à 2007), reposant sur des informations des sorties et un nouvel indice agrégé par âge portant sur la période plus récente, de 2000 à 2013, reposant sur une base de données à fine échelle qui incluent les données des carnets de pêche quotidiens, les données des sorties et de VMS. Les effets des réglementations sur la CPUE sont décrits et pris en compte dans l'analyse ainsi que les variables technologiques et environnementales. Les deux indices présentent des tendances semblables pendant la période de chevauchement. Le principal problème survenu pour mettre à jour cet indice tenait au fait que les canneurs espagnols avaient vendu leur quota pendant les deux dernières années. Cet obstacle a été surmonté en incluant la flottille de canneurs français, tout en constatant que le volume de la prise réalisée par la flottille française est largement inférieur à celui de la flottille espagnole. La sélectivité de la flottille a également été altérée par la réglementation de taille minimale de 8 kg qui est entrée en vigueur en 2007. Ceci justifie la division de l'indice en trois périodes (1952-1963, 1964-2006 et à partir de 2007) aux fins de son utilisation dans la VPA, comme cela a été fait dans l'évaluation de 2012. De plus, on a envisagé, dans le cadre des analyses de sensibilité, de ne pas utiliser les deux dernières années de la série.

Le document SCRS/2014/045 présentait les indices d'abondance de la pêcherie palangrière japonaise ciblant le thon rouge et opérant dans l'Atlantique Nord-Est jusqu'à l'année de pêche 2014. L'indice d'abondance de l'Atlantique Nord-Est présentait une tendance rapide à la hausse depuis l'année de pêche 2009 et la taille des thons rouges capturés présentait la contribution continue de la forte classe annuelle de 2003. Le document fournissait également les indices de l'Atlantique Nord-Est divisés en deux périodes, avant et après l'année de pêche 2010. La raison justifiant cette division s'appuyait sur les changements rapides observés des méthodes de pêche de la flottille, concentrant ses activités dans l'Atlantique Nord-Est depuis 2009, ce qui correspond à l'année de pêche 2010. Toutefois, pendant la réunion de préparation des données de mai 2014, le groupe a constaté qu'il existe un chevauchement des zones et des mois de pêche tout au long de la période couverte par la série et que dès lors le modèle de standardisation de la CPUE devrait être en mesure de fournir de bonnes performances même après une réduction du nombre d'observations. De plus, les effets estimés temps*zone étaient relativement faibles. Lors de la réunion de préparation des données, le groupe a conclu que le fractionnement de la série de CPUE n'était pas justifié et a recommandé d'utiliser la série continue pour le cas de base (comme dans l'évaluation de 2012). Lors de la réunion d'évaluation, les participants ont poursuivi la discussion sur la division de l'indice palangrier japonais dans l'Atlantique Nord-Est. Le groupe a décidé de ne pas s'écarter de la décision prise lors de la réunion de préparation des données et d'utiliser l'indice complet, néanmoins certaines inquiétudes ont été soulevées concernant le fait que la capturabilité de l'indice puisse être altérée par des changements des modes de pêche liés à l'imposition de quotas individuels. Par conséquent, un scénario du modèle divisant cet indice en 2010 a été inclus afin de servir de scénario de sensibilité. Le groupe a fortement insisté sur le fait que, compte tenu de la baisse des opérations de pêche ciblant la forte classe d'âges de 2003 en vertu du quota actuel ayant été considérablement diminué, il est devenu plus difficile de continuer à fournir une série de CPUE standardisée fiable de la palangre japonaise qui est sans doute l'un des indices d'abondance les plus importants aux fins de l'évaluation des stocks.

Le document SCRS/2014/060 présente des indices d'abondance relative de thon rouge capturé par des madragues espagnoles et marocaines dans la zone proche du détroit de Gibraltar ayant été estimés pour la période allant de 1981 à 2013. Le groupe a abordé le fait que la valeur élevée de CPUE estimée pour 2013 pourrait s'expliquer par des captures élevées de la forte classe annuelle de 2003. Dans ledit document, seules les informations provenant des madragues marocaines ont été incluses pour la dernière année de la série temporelle (2013) car le suivi scientifique de l'activité de pêche des madragues espagnoles n'a pas pu être réalisé en 2013. Dans le cas des madragues marocaines, il a été souligné que les informations sur le nombre de thons rouges remis en liberté des madragues sont des informations ayant été déclarées volontairement par les opérateurs des madragues. Le Comité a fermement demandé que l'accès aux madragues espagnoles soit assuré au cours des prochaines années afin de pouvoir conserver l'intégrité de l'indice combiné des madragues espagnoles et marocaines.

Lors de la réunion d'évaluation, un nouveau document (SCRS/2014/168) a été présenté dans lequel l'indice d'abondance relative du thon rouge capturé par les madragues marocaines dans la zone de l'Atlantique à proximité du détroit de Gibraltar était mis à jour jusqu'en 2014. L'indice annuel standardisé affichait une augmentation notable à partir de 2012. Le modèle se fondait sur la prise plutôt que sur la CPUE étant donné que la durée de la saison de pêche est historiquement relativement constante. Ceci dit, depuis 2010, la saison de pêche s'est raccourcie en raison de la réduction des TAC. Afin de tenter de conserver une durée comparable de la saison de pêche tout au long de la série temporelle, les poissons ayant pénétré dans la madrague après l'épuisement des quotas et remis à l'eau par la suite ont été inclus dans le calcul de l'indice. Cela a partiellement compensé les différentes durées des saisons de pêche des dernières années. Néanmoins, le groupe a reconnu que, pour aborder complètement cette question, une mesure alternative de l'effort devrait être utilisée à l'avenir et/ou le modèle devrait se fonder sur la CPUE (p.ex. la prise par jour).

Le groupe a également reconnu l'existence d'autres indices d'abondance concernant le thon rouge de l'Est pouvant être utilisés dans les prochaines évaluations. Au nombre de ceux-ci, citons un indice d'abondance des juvéniles indépendant des pêcheries calculé sur la base des prospections aériennes menées dans le golfe du Lion de 2000 à 2003 et de 2009 à 2013, la série de CPUE des madragues italiennes pour la période 1993-2010 (Addis et al. 2012), des madragues portugaises pour la période 1998-2013 (SCRS/2014/046), des senneurs espagnols à partir de 2000 (SCRS/2014/185) et un indice larvaire (SCRS/2014/059) de la Méditerranée occidentale pour la période 2001-2005 et 2012. De plus amples informations sur les indices d'abondance disponibles sont présentées dans le rapport de la réunion de préparation des données.

Les séries de CPUE suivantes ont été utilisées pour calibrer la VPA de l'Est (**tableau 8 et figure 9**) : senneurs norvégiens pour les âges 10 +, madragues espagnoles et marocaines combinées pour les âges 6+, madragues marocaines uniquement pour les âges 6+, palangriers japonais opérant dans l'Atlantique Nord-Est pour les âges 4+, palangriers japonais opérant dans l'Atlantique Est et en Méditerranée pour les âges 6+ et canneurs espagnols. Étant donné que l'indice des canneurs espagnols couvrirait la période 1952-2011 pendant laquelle des changements de sélectivité ont eu lieu (notamment pendant les périodes les plus récentes en raison de changements des réglementations de gestion), le groupe a décidé de le diviser en trois séries : canneurs espagnols_1 (1952-1962, âges 5-6), canneurs espagnols_2 (1963-2006, âges 2-3) et canneurs espagnols_3 (2007-2011, âges 3-6). La définition du cas de base ainsi que les divers scénarios de sensibilité reposant sur une sélection différente et/ou une autre spécification de la série de CPUE sont détaillés au point « Méthodes d'évaluation des stocks-Est ».

4.3.2 Indices d'abondance relative-Ouest

Les douze indices de 2012 ont été utilisés pour la mise à jour de 2014, à l'instar de ce qui avait été fait dans le cadre des dernières évaluations (**tableau 9**). Neuf de ces indices ont été mis à jour et présentés lors de la réunion de préparation des données sur le thon rouge de 2014 et trois de ces indices étaient historiques et n'ont pas été mis à jour (**figure 8**). Dans la plupart des cas, les indices mis à jour s'apparentaient en grande mesure aux indices utilisés lors de l'évaluation des stocks de 2012, à l'exception de quelques révisions fondamentales (**figure 9**). Les formulations spécifiques des indices actualisés sont restées intactes, en majeure partie, depuis la réunion de préparation des données de 2014, elles ne sont donc décrites que très succinctement dans le présent rapport (voir ci-dessous). Dans deux cas, notamment la palangre pélagique du golfe du Saint-Laurent (GSL-Canada) et du golfe du Mexique (États-Unis), des réexamens ont donné lieu à un scénario de sensibilité divisant l'indice GSL entre 2006 et 2007 et à la suppression du début de la période de la division de l'indice de la palangrière pélagique des États-Unis en raison de l'absence d'information sur la PCAA du début de la période. Ces décisions sont détaillées ci-dessous.

Le document SCRS/2014/039 présentait les deux indices des pêcheries canadiennes de canne et moulinet, de ligne surveillée et au harpon pour deux zones, à savoir le Sud-Ouest de la Nouvelle-Écosse (SWNS) et le Sud du golfe du Saint-Laurent (GSL). Ces indices mis à jour étaient en grande mesure les mêmes que ceux utilisés dans l'évaluation de 2012 pour la même période temporelle. Des tendances récentes affichent une baisse de SWNS et une forte augmentation de GSL. Des analyses de la distribution des sorties par jour de l'année au cours du temps ont fait apparaître un changement du mode de pêche en 2007 environ, lorsque la plupart des sorties de l'année se concentraient sur une très courte période (**figure 10**). En 2011, un système de quotas individuels transférable a commencé à être imposé, ce qui a semblé répartir l'effort de manière plus uniforme au cours du temps. Certaines inquiétudes ont été soulevées concernant le fait que ces changements de la pêcherie peuvent avoir engendré des modifications de la capturabilité du GSL qui pourraient ne pas avoir été prises en considération dans la standardisation de l'indice. On a donc proposé de diviser l'indice entre 2006 et 2007, afin de servir de scénario de sensibilité.

Afin d'estimer les sélectivités des indices du GSL et SWNS, la PCAA a été calculée en obtenant la prise par âge partielle propre à chaque région. Dans un premier temps, il a été recommandé lors de la réunion de préparation des données de 2014 d'utiliser la composition par âge directe disponible de la pêcherie de SWNS, mais étant donné que ces données n'étaient pas disponibles pour l'ensemble de la série temporelle, la PCAA a dû être utilisée. En outre, la PCAA pour l'indice GSL a été élargie, passant des âges 13-16+ aux âges 8-16+.

Le document SCRS/2014/055 présentait trois indices de la pêcherie américaine de canne et moulinet estimés avec un postulat d'erreur binomiale plutôt qu'avec le postulat delta Poisson utilisé pour élaborer antérieurement ces indices. Les diagnostics du modèle font apparaître une amélioration de l'ajustement du modèle avec la nouvelle structure d'erreur qui a engendré une légère divergence par rapport aux indices de 2012. Deux indices historiques (US RR <145 et US RR >195) n'ont pas été mis à jour et sont les mêmes que ceux utilisés dans les évaluations antérieures.

Le document SCRS/2014/045 présentait un indice mis à jour de la pêcherie palangrière japonaise dans l'Atlantique Nord-Ouest. Dans un premier temps, les auteurs recommandaient de diviser cet indice en deux périodes, avant et après 2010 en raison des changements des zones de pêche s'expliquant par les quotas individuels transférables (ITQ). Lors de la réunion de préparation des données, on a examiné les variances estimées des effets aléatoires année*zone et on a constaté qu'elles étaient limitées par rapport à la variance résiduelle totale. De plus, on a noté que les tendances étaient très similaires d'une sous-zone à l'autre. Par conséquent, les tendances de l'indice standardisé ne devraient pas être sensibles à la réduction de la pêcherie et il a été recommandé, lors de la réunion de préparation des données, de ne pas modifier la série de CPUE utilisée dans le cas de base, tel que cela avait été fait lors de l'évaluation de 2012. L'indice continu présente des augmentations assez importantes au cours des trois dernières années.

Le document SCRS/2014/058 présentait une mise à jour de l'indice d'abondance du thon rouge établie sur la base des carnets de pêche de la pêcherie palangrière pélagique des États-Unis opérant dans le golfe du Mexique entre 1987 et 2013. L'indice tient compte du changement de la capturabilité s'expliquant par une nouvelle réglementation imposant depuis 2011 l'utilisation d'un hameçon « faible » visant à relâcher les thons rouges de grande taille. Une division de cet indice entre 1991 et 1992 a été recommandée compte tenu des réglementations mises en œuvre en 1992 limitant la prise à un poisson par sortie et qui a probablement engendré des modifications profondes des modes de pêche qui n'ont pas pu être modélisées. La division de l'indice palangrier pélagique des États-Unis entre 1991 et 1992 impliquait que la PCAA de la période antérieure à 1991 était la même que pour la période 1992-2013. La recommandation formulée par l'équipe chargée de l'analyse consistait à supprimer le début de la période temporelle étant donné que ce postulat assumant une sélectivité similaire pour les deux périodes était une hypothèse forte.

Le document SCRS/2014/057 présentait un indice indépendant des pêcheries (indice larvaire du golfe du Mexique) calculé à partir des taux de capture de larves de thon rouge dans le golfe du Mexique utilisés dans l'évaluation (SCRS/2014/057). Cet indice a été calculé de la même manière qu'en 2012 et est utilisé pour calculer par approximation la biomasse du stock reproducteur.

Deux autres indices historiques, le premier indice relatif au golfe du Mexique (Anon. 2013) et le second reposant sur les retours de marques (Anon. 2013), n'ont pas fait l'objet de longues discussions et ont été conservés tel quel.

Les participants ont beaucoup discuté des tendances divergentes des indices et des influences que les réglementations auraient pu avoir sur les indices. Le groupe a discuté des différentes méthodologies de pondération qui auraient pu être utilisées afin de résoudre les signaux contradictoires apparaissant dans ces indices ou afin de contribuer à interpréter les tendances des CPUE. Ceci dit, un accord général s'est dégagé sur le fait que cette pondération différentielle serait difficile à atteindre et que les indices devraient être pondérés de façon égale étant donné qu'il s'agit d'une mise à jour de l'évaluation.

4.4 Marquage

Différentes avancées relatives aux méthodes de marquage sur le terrain, des nouvelles observations de mouvements et des méthodes analytiques ont été présentées, discutées et envisagées pour les futures évaluations de stocks de thon rouge de l'Atlantique. Des rapports de recherche présentaient les progrès relatifs aux marques conventionnelles, aux marques électroniques et aux marques naturelles (parasites et chimie des otolithes) ainsi que des analyses des informations sur le marquage afin d'étudier les implications du mélange des stocks. Les progrès continus en termes de marquage et son application contribuent à améliorer notre compréhension des déplacements et du mélange des stocks.

Un dispositif personnalisé a été élaboré afin que les plongeurs marquent 57 thons rouges tout en filmant le spécimen ce qui a servi à estimer la taille du poisson (SCRS/2014/139). Une méthodologie similaire a été élaborée pour mesurer et marquer 70 thons rouges reproducteurs dans la mer Tyrrhénienne par divers plongeurs (SCRS/2014/189). Plusieurs types de marques conventionnelles ont été testées et la longueur a été calculée au moyen d'un modèle de réseau neuronal artificiel avec une erreur de mesure de +/- 10 cm.

Dans le cadre d'un programme de marquage mené dans la mer Adriatique, des thons rouges ont été capturés à la senne et retenus dans des cages pendant une période de récupération de 7 à 10 jours avant de les recapturer à la canne et au moulinet ou à la ligne à main à des fins de marquage (SCRS/2014/161). Un total de 1.169 thons rouges juvéniles ont été marqués au moyen de plusieurs types de marques conventionnelles et électroniques à un rythme de 233 par jour. Une cuve de support a été installée afin de mesurer et peser les poissons et de procéder à

l'application chirurgicale des marques électroniques. Les blessures découlant du marquage ont été évaluées et il a été constaté qu'elles étaient présentes principalement à proximité de la bouche du poisson. La plupart des poissons portant une marque électronique sont restés dans la mer Adriatique, mais un spécimen a rejoint le centre de la Méditerranée.

Dans le cadre d'un programme de marquage mené dans le détroit de Gibraltar, 2.671 thons rouges ont été marqués au moyen de marques spaghetti et à double barbillon et les deux types de marque ont été apposés sur 53% d'entre eux (SCRS/2014/136). Des marques pop-up reliées par satellite mini-PAT ont également été apposées sur six spécimens. La majorité des 33 récupérations ont eu lieu, jusqu'à présent, dans la zone du marquage.

Un examen des marques pop-off reliées par satellite (PSAT) incluait des informations provenant de 555 marques PSAT apposées sur des thons rouges utilisant cinq modèles de marques de 1997 à 2012 (SCRS/2014/178) et les résultats obtenus de ces marques étaient extrêmement variables. Les PSAT restent onéreuses et ont multiples sources d'erreur, des données de faible résolution, un matériel qui évolue constamment ainsi que des interprétations qui portent à confusion. L'examen recommande une conception expérimentale solide de marquage, un logiciel open source et transparent, une réduction de la taille et des coûts, une capacité innovée et des plateformes de données intégrées.

Dans le cadre d'un programme de marquage électronique, 130 marques électroniques ont été apposées sur des thons rouges juvéniles et adultes entre 2008 et 2013 dans l'Ouest et le centre de la Méditerranée et au large des côtes atlantiques du Maroc (SCRS/2014/184). Deux modes de comportement (migratoire et résident) ont été observés. Aucun spécimen du contingent de résidents apparents n'a quitté la Méditerranée pendant la période de suivi. Les spécimens migrateurs se sont déplacés de la Méditerranée vers l'Atlantique Nord et l'un d'entre eux a passé la limite du stock et a atteint les Grands Bancs. Aucun des poissons marqués ne s'est déplacé vers le bassin méditerranéen oriental.

Une méthode reposant sur la télémétrie servant à simuler les mouvements individuels a été présentée pour le thon rouge de l'Atlantique en appui à la modélisation opérationnelle et aux évaluations de stocks spatialement explicites (SCRS/2014/177). Le modèle de simulation utilise des paramètres calculés sur la base des mouvements et de l'incertitude entourant la position des groupes de spécimens marqués. Les matrices de mouvement élaborées à partir des simulations reposant sur la taille peuvent être utilisées directement dans les modèles opérationnels déjà utilisés. L'ajout des données de marquage réalisé dans l'Atlantique Est et en Méditerranée faciliterait les comparaisons des taux de mélange et fournirait une estimation plus solide de la population à des fins d'évaluation des stocks. Quelques inquiétudes ont été exprimées en ce qui concerne la contamination de l'échantillon de poissons utilisé pour calculer les schémas de déplacement du groupe de reproducteurs du stock occidental par des poissons marqués du stock oriental dans l'Ouest. Cette préoccupation pourrait être dissipée en accédant aux informations génétiques ou en excluant les poissons marqués dans des zones de mélange. Le groupe a également suggéré des analyses de sensibilité afin d'évaluer l'influence de certaines décisions de modélisation telles que la résolution temporelle.

Un modèle de simulation a été utilisé afin de pouvoir analyser les conséquences de la structure de la population et des mouvements du thon rouge sur la composition du stock et la perception de l'abondance du stock (SCRS/2014/170). D'autres configurations du modèle ont été envisagées, incluant l'utilisation de différentes paramétrisations du modèle de mouvement et deux postulats prédominants de recrutement de la population occidentale. La distribution spatio-temporelle ainsi que l'abondance relative des populations de l'Est et de l'Ouest étaient sensibles aux postulats du régime de recrutement et des mouvements de la population, car elles impliquent différentes distribution spatio-temporelle de la ressource et une exposition à diverses mortalités par pêche. La résolution spatiale du modèle a été débattue ainsi que la résolution spatio-temporelle des schémas de déplacement dans le modèle. Le cadre actuel constitue un modèle de complexité intermédiaire qui ne représente pas le spectre complet de la complexité des schémas de déplacement.

5. Méthodes et autres données importantes pour l'évaluation

Le plan de travail au titre de 2014 stipulait que l'évaluation du stock devrait se concentrer sur la mise à jour des analyses réalisées en 2012 et utilisées pour formuler un avis de gestion (SCRS 2014). Néanmoins, plusieurs documents méthodologiques ont été présentés en vue d'améliorer les futures évaluations.

5.1 Méthodes - Stock de l'Atlantique Est et de la Méditerranée

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

Étant donné que l'évaluation du stock de 2014 était une mise à jour de l'évaluation du stock de 2012, le groupe a utilisé le même modèle, à savoir ADAPT VPA (tel qu'utilisé dans VPA-2box) en appliquant les spécifications techniques les plus semblables possible et les nouvelles données mises à jour en 2014. Le groupe a commencé les analyses avec le cas de base de 2012 afin de confirmer le scénario n°2 de l'évaluation de 2012 qui avait constitué la base de l'avis scientifique formulé en 2012 (cf. **tableau 10**). Les scénarios 2012 *Base case updated* et *Update1* étaient semblables au scénario n°2 de 2012 mais utilisaient les données mises à jour jusqu'en 2011 et 2013, respectivement. Pendant le processus de mise à jour, un problème de convergence a été détecté. Par conséquent, le minimum global a été recherché dans tous les scénarios en utilisant 100 numéros initiaux aléatoires qui ont servi à élaborer les paramètres aléatoires de départ de la procédure de minimisation. Le jeu convenu de scénarios est spécifié au **tableau 10**.

Le scénario de continuité (scénario n° 5 présenté dans SCRS/2014/113) de l'évaluation de 2012 a été lancé avec les données de prise par âge de 1950 à 2013 et le groupe a décidé d'utiliser ce scénario pour constituer la base de l'évaluation de 2014. Ce scénario inclut les indices de CPUE ci-après (cf. point 4) : madrague UE-Espagne/Maroc (1981-2013, âges 6+), palangriers japonais opérant dans l'Atlantique Est et en Méditerranée (1975-2009, âges 6+), senneurs norvégiens (1955-1979, âges 10+), palangriers japonais opérant dans l'Atlantique Nord-Est (1990-2013, âges 4+) et canneurs espagnols. L'indice historique a été utilisé pour calibrer les périodes 1952-1962 et 1963-2006 et l'indice le plus récent à compter de l'année 2007. À l'issue de plus amples discussions sur les CPUE (cf. point 4), le groupe a décidé de supprimer la valeur de 2013 de l'indice des madragues UE-Espagne/Maroc.

Les spécifications sont les mêmes que celles utilisées en 2012. Une contrainte de trois ans sur la vulnérabilité ($sd=0,5$, voir Walter JF. & Porch CE., 2012 pour plus détails) et une contrainte de deux ans sur le recrutement ($sd=0,5$) ont été appliquées (veuillez consulter le manuel de VPA2-box disponible dans le catalogue ICCAT de logiciels pour obtenir davantage de détails). Tous les indices de la CPUE ont été pondérés de façon égale et les F de l'année terminale ont été estimés pour les âges 1 à 9. Les ratios de F ont été fixés de la même manière qu'en 2010 et 2012, c'est-à-dire à 0,7 pour la période 1950-1969, à 1 pour la période 1970-1984, à 0,6 pour la période 1985-1994 et à 1,2 à partir de 1995. Le vecteur de mortalité naturelle est 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 dans le temps (0,490, 0,240, 0,240, 0,240, 0,240, 0,200, 0,175, 0,150, 0,125, 0,100 pour les âges 1 à 10, respectivement).

Un ensemble de spécifications a été étudié afin de tester la sensibilité de la VPA au choix des séries de CPUE. Le scénario *Run Update1_Split_JP* était semblable au scénario *Run Update1*, mais scindait l'indice palangrier japonais de l'Atlantique Nord-Est en deux périodes, à savoir 1990-2009 et 2010-2013 (SCRS/2014/045). Le scénario *Update1_2yrBB* était similaire au scénario *Run Update1*, à l'exception du fait qu'il omettait les deux dernières années de l'indice des canneurs espagnols. Le scénario *Update1_aerial* était semblable au scénario *Update1*, mais intégrait l'indice de prospection aérienne. Le scénario *CR_Split_JP* étudie la sensibilité du scénario *Update1*, en divisant l'indice palangrier japonais Atlantique Nord-Est et en supprimant la dernière année de l'indice combiné des madragues de l'UE-Espagne/Maroc. Par ailleurs, le groupe a étudié le scénario *Run CR_Mo_TP* qui était semblable au scénario *Run Update1*, mais qui utilisait la CPUE des madragues marocaines pour les âges 10+ au lieu de l'indice combiné des madragues de l'UE-Espagne/Maroc (cf. point 4).

De plus, un ensemble de spécifications différentes a été analysé afin de tester la sensibilité de la VPA reposant sur le scénario de continuité, qui avait été étudié lors des évaluations antérieures. Dans le scénario *Run CR_est_Fratio_v1*, les ratios de F ont été estimés annuellement ($sd=0,2$, veuillez consulter le manuel de VPA2-box disponible dans le catalogue ICCAT de logiciels pour obtenir davantage de détails). Le ratio de F du scénario *Run CR_est_Fratio_v2* a été fixé afin qu'il soit égal aux résultats de l'analyse de la courbe de capture (SCRS/2014/115). Finalement, le scénario *Run CR_Group_16* utilise un groupe + plus âgé (âge 16+) avec des ratios de F fixés (=1).

Le scénario de continuité servant de base à l'évaluation de 2014 employait deux scénarios de capture, à savoir les scénarios de prise déclarée et de prise réajustée. Le scénario de prise réajustée utilise une prise par âge réajustée à l'instar de ce qui avait été fait dans les évaluations de 2008, 2010 et 2012 (à savoir, la prise extrapolée à 50.000 tonnes de 1998 à 2006, et à 61.000 t en 2007, aucune prise réajustée de 2008 à 2013).

Outre les scénarios servant à l'évaluation mise à jour, le groupe a tenté d'explorer les résultats des scénarios préliminaires (*CR_New_CAA*) en utilisant la CAS et la CAA entièrement révisées, avec les mêmes paramètres que le scénario de continuité. Le groupe n'a toutefois pas pu réaliser un examen complet des résultats de l'évaluation pilote car il a consacré la majeure partie du temps de la réunion à la mise à jour de l'évaluation en un temps limité. Par conséquent, les résultats seront étudiés plus en profondeur lors des prochaines réunions.

5.2 Méthodes – Ouest

5.2.1 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 ICCAT de logiciels. Les spécifications des paramètres utilisées dans le scénario de continuité et le cas de base du modèle VPA de 2014 étaient les mêmes que celles employées dans le cas de base du modèle de 2012. Les mêmes jeux de données ont été utilisés, même si les indices d'abondance ont été calculés dans quelques cas de façon quelque peu différente qu'en 2012 (cf. rapport de la réunion de préparation des données de 2014). Cette rubrique passe en revue les détails de ces spécifications. Le lecteur est invité à consulter le **tableau 11** pour obtenir un résumé des spécifications des paramètres des scénarios de la VPA et le **tableau 7** présentant les spécifications de la CAA partielle correspondant aux indices d'abondance et une liste des révisions du scénario de continuité à la VPA de référence révisée.

Spécifications générales

La classe d'âge supérieure représente un groupe plus (âges 16 et plus) et le taux de mortalité par pêche (F) de cet âge est défini comme le produit du taux de mortalité par pêche de l'âge le plus jeune antérieur (F15) multiplié par un paramètre de « F-ratio » qui représente le ratio F16 par rapport à F15. Dans les modèles de 2010, 2012 et 2014, le F-ratio avait été fixé préalablement à 1,0 pour toute la période, car rien ne portait à croire que la sélectivité allait présenter des différences pour les poissons de 15 ans et plus (la croissance est relativement lente à cet âge et tous les spécimens sont arrivés à maturité complète).

Les taux de mortalité par pêche pour chaque âge dans la dernière année de la VPA (sauf l'âge supérieur) 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 Walter JF. & Porch CE., 2012 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 unique paramètre estimé pour toutes les années et les indices). On a postulé que les coefficients de capturabilité (mise à l'échelle) pour chaque indice étaient constants pendant la durée de cet indice et ils ont été estimés par la formule de vraisemblance concentrée correspondante.

Il a été postulé que le taux de mortalité naturelle (M) est indépendant de l'âge ($M = 0,14 \text{ yr}^{-1}$) comme dans les évaluations précédentes. Le vecteur de maturité utilisé dans les évaluations antérieures postulait que les âges 1 à 8 n'étaient pas arrivés à maturité et que les âges 9 et plus étaient complètement matures.

Spécifications détaillées du cas de base et des scénarios alternatifs de 2014

Cette rubrique détaille toutes les configurations du modèle examinées pendant l'évaluation. Il convient de noter que le groupe a décidé que le scénario n°4 (voir ci-dessous) serait le cas de base car il reproduit le plus fidèlement les spécifications du modèle de base de l'évaluation de 2012 tout en incluant toutes les modifications recommandées lors de la réunion de préparation des données de 2014 de l'ICCAT.

- Scénario de continuité 0 : Ce scénario respectait le plus rigoureusement les spécifications du cas de base de l'évaluation de 2012 en incluant les données mises à jour en 2014, incluant la CAA, la CAA partielle, le poids par âge et les indices d'abondance. Quelques légers changements concernaient les indices d'abondance : 1) les indices de canne et moulinet des États-Unis ont été calculés en utilisant un postulat de distribution d'erreur binomiale négative au lieu du postulat delta-Poisson (SCRS/2014/055), et 2) l'indice palangrier pélagique des États-Unis dans le golfe du Mexique a été ajusté par l'effet de la réglementation d'« hameçon faible » entrée en vigueur en 2011 (SCRS/2014/058) Il convient de noter que ce scénario utilisait la version « continue » de l'indice palangrier pélagique des États-Unis, à savoir sans la division de cet indice avant et après 1992 (cf. description du scénario n°3).

- Scénario n°1 : Identique au scénario 0, exception faite du remplacement de la CAA partielle dans le cas des indices canadiens du golfe du Saint-Laurent et du Sud-Ouest de la Nouvelle-Écosse par un filtrage spatialement explicite visant à les mettre en correspondance de façon plus appropriée avec les données utilisées pour standardiser les indices (cf. **tableau 7**).
- Scénario n°2 : identique au scénario n°1, mais les indices canadiens du golfe du Saint-Laurent et du Sud-Ouest de la Nouvelle-Écosse ont été considérés comme des indices pour les âges 8-16+ (13-16+ dans les évaluations antérieures) et pour les âges 5-16+ (8-14 dans les évaluations antérieures), respectivement, reposant sur des résultats de la détermination de l'âge au moyen d'otolithes présentés lors de la réunion de préparation des données.
- Scénario n°3 : identique au scénario n°2, exception faite de la division en deux périodes (1987-1991 et 1992-2013) de l'indice palangrier pélagique des États-Unis. Lors de la réunion de préparation des données, le groupe a recommandé de diviser cet indice en raison de l'entrée en vigueur d'importantes réglementations de gestion en 1991. Au terme d'un examen des informations disponibles sur la CAA partielle, il a été déterminé que les données de tailles complètes n'étaient pas disponibles pour le golfe du Mexique pour les années antérieures à 1992, une CAA partielle précise n'a donc pas pu être élaborée pour ces années. Par conséquent, ce scénario a fixé la sélectivité de la première partie de l'indice (1987-1991) au niveau de la sélectivité estimée pour l'indice palangrier pélagique des États-Unis du scénario n°2 (voir également le scénario n°4).
- Scénario n°4 : Identique au scénario n°2, mais il n'utilisait pas le début de la période (1987-1991) de l'indice « divisé » récemment créé concernant la palangre pélagique des États-Unis. Ce scénario représentait le cas de base du modèle.
- Scénarios n°5-16 : Analyses de sensibilité par eustachage (*jack-knife*). L'influence des différents indices d'abondance sur les résultats du cas de base du modèle 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.
- Scénario 17 : Une analyse rétrospective a été réalisée pour le cas de base du modèle (scénario n° 4) en supprimant séquentiellement les valeurs d'entrée des captures et les indices d'abondance dans des incréments annuels, en remontant jusqu'en 2008.
- Scénario 18 : Analyse de sensibilité de l'indice canadien du golfe du St Laurent. L'influence du point de données de 2010 pour le golfe du Saint-Laurent sur les résultats du cas de base du modèle a été examinée en l'incluant dans le fichier de données.
- Scénario n°19 : Analyse de sensibilité de la mortalité naturelle. L'influence de la mortalité naturelle sur les résultats du cas de base du modèle a été examinée en postulant la mortalité par âge estimée du stock de l'Est (dépendant de l'âge) par opposition à la mortalité naturelle constante de 0,14.
- Scénarios n°20-21 : Analyses de sensibilité du calendrier de maturité. L'influence de deux calendriers de maturité sur les résultats du cas de base du modèle a été examinée en postulant a) la maturité par âge précoce estimée du stock de l'Est ainsi que b) la mortalité par âge tardive des poissons de 9 à 16 ans (0% à 8 ans, augmentant logistiquement jusqu'à 100% à 16 ans, tel que le décrit le document Anon., 2011).
- Scénario n°22 : Analyses de sensibilité de la CAA partielle de la prospection larvaire menée dans le golfe du Mexique. La CAA partielle de l'indice larvaire a été fixée au même niveau que celui du calendrier de maturité issu du cas de base du modèle.
- Scénario 23 : Analyse de sensibilité des valeurs de départ du paramètre de F terminal. La VPA a été paramétrisée afin d'estimer les F terminaux au lieu des abondances, limités à des valeurs comprises entre 0,001 et 4 avec une valeur de départ de 0,2.
- Scénario 24 : Analyse de sensibilité des postulats du paramètre du ratio de F. Le cas de base du modèle fixait le ratio de la mortalité par pêche du groupe plus (âges 16+) au niveau des estimations annuelles de l'âge 15. Cette analyse fixait uniquement le ratio de F de la première année à 1 et estimait le ratio de F pour chaque année par la suite au moyen d'une marche aléatoire avec un paramètre de déviation=0,6.
- Scénario n°25 : CAA alternative avec une PCAA et des indices estimés au moyen d'une clé provisoire et moyenne d'âge-taille reposant sur des poissons dont l'âge a été déterminé en observant des otolithes recueillis entre 2009 et 2012. Cette clé a été utilisée pour déterminer l'âge de poissons de plus de 98 cm tandis que la méthode de découpage des âges du programme AgeIt_BFT_Ver4 a été utilisée pour les poissons de moins de 99 cm. Conformément au cas de base de la VPA, un groupe plus de 16 ans et plus a été postulé. Davantage de détails sont présentés au point 5.2.4.

- Scénario n°26 : Analyse de sensibilité divisant l'indice canadien du golfe du Saint-Laurent en deux périodes (1981-2006 et 2007-2013) afin de tenir compte d'un potentiel changement de la capturabilité et de la sélectivité de la pêche (cf. point 4.3.2).

5.2.2 Autres modèles d'évaluation appliqués au stock de l'Atlantique Ouest

Deux autres modèles d'évaluation des stocks ont été présentés pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest, à savoir un modèle statistique de prise selon la longueur (SCAL selon les sigles anglais, cf. SCRS/2014/188 et SCRS/2014/195) et un modèle de production excédentaire en conditions de non équilibre (ASPIC version 5.34, cf. SCRS/2014/183). Le modèle de prise par taille assouplissait le postulat selon lequel la structure par âge de la prise est connue et est dépourvue d'erreurs et évite de devoir déduire l'âge à partir de la taille au moyen d'un découpage des âges. Le modèle de production excédentaire est beaucoup plus simple que la VPA ou le SCAL, et réduit en grande mesure le nombre de paramètres à estimer, mais, en contrepartie, ignore les processus dépendant de l'âge. Les auteurs de ces deux documents ont indiqué que les résultats étaient encore provisoires, mais le groupe a considéré qu'ils pourraient être utiles pour interpréter différemment les données.

5.2.3 Élaboration de la clé âge-taille

À titre de démarche préliminaire en vue d'incorporer les informations sur la détermination directe de l'âge et les informations biologiques améliorées obtenues dans le cadre du GBYP, un scénario de sensibilité de la VPA a été réalisé en utilisant une clé âge-taille statique (plutôt que spécifique à l'année) (**figure 11**). Sachant que l'objectif ultime consiste à obtenir une clé âge-taille spécifique à l'année, ce scénario de VPA constitue un pont entre le découpage des âges actuel et une clé âge-taille dynamique. Par conséquent, il pourrait être utile d'évaluer les sensibilités potentielles de la VPA à l'utilisation d'une clé âge-taille. La clé âge-taille a été obtenue à partir de lectures directes d'otolithes de 1.070 poissons mesurant entre 51 et 311 cm, recueillis entre 2009 et 2012 (**figure 12**). L'âge des poissons a été déterminé au moyen de protocoles de détermination de l'âge évalués dans le SCRS/2014/038.

6. Résultats de l'état du stock

6.1 État du stock – Est

6.1.1 Résultats de la VPA

La mise à jour du cas de base de 2012, utilisant une CAA mise à jour (qui n'inclut que quelques changements en 2011, notamment des âges 2 et 3), la CAA, la CAA partielle mise à jour (PCAA) et la CPUE mise à jour a donné lieu à de profondes différences par rapport au cas de base de 2012, particulièrement en ce qui concerne l'ampleur de la récupération de la SSB. La SSB avoisinait en effet les 300.000 tonnes selon le cas de base de 2012, par rapport aux 520.000 tonnes selon la mise à jour de ce scénario (**figure 13**). Plusieurs enquêtes ont été menées afin de comprendre les causes de ces profondes différences. Il s'avère que cela est avant tout le fait de légers changements de la CAA et ensuite de la procédure de convergence des paramètres. En d'autres termes, l'ampleur de la récupération de la SSB est très sensible aux légers changements de la CAA et des postulats techniques, ce qui indique une forte instabilité de la VPA.

La mise à jour du cas de base de 2012 (*run Update 1*) a été réalisée à l'aide des données mises à jour jusqu'en 2013 et des spécifications des paramètres décrites au **tableau 11**. Les spécifications techniques et les données de CPUE utilisées sont très proches de celles utilisées dans le scénario de base dans l'évaluation de 2012. Il convient de noter que la CPUE des madragues espagnoles et marocaines n'est pas exactement une mise à jour de la série utilisée en 2012, car il n'y a pas de données concernant les données des madragues espagnoles depuis 2012 (cf. point sur la CPUE). Par conséquent, le groupe a décidé d'utiliser le scénario de continuité le plus similaire possible au cas de base de 2012. Ce scénario inclut la même série temporelle de CPUE mise à jour jusqu'en 2013, à l'exception de la madrague tronquée jusqu'en 2012.

Dans le scénario de continuité ayant servi de base à l'évaluation de 2014, les résultats de la VPA sont similaires à ceux obtenus dans le cas de base de 2012. Le F des plus jeunes âges (à savoir de 2 à 5 ans) affichait une croissance continue jusqu'à la fin des années 90, avant de présenter une brusque chute et d'atteindre des niveaux très faibles depuis la fin de la première décennie 2000 (**figure 14**). Ce résultat n'était pas surprenant étant donné que la prise déclarée aux âges 2 à 3 a connu un brusque recul (se trouvant à 10% ou moins de son niveau d'avant 2007) au cours de ces dernières années, en réponse aux nouvelles réglementations en matière de taille minimale mises en œuvre en 2007. Tous les autres scénarios ont dégagé des résultats similaires pour F aux âges 2-5.

La mortalité par pêche du thon rouge de grande taille (F10+) dans le scénario de continuité a présenté une chute initiale correspondant à la baisse de la pêche des madragues et à la senne de la Norvège au début des années 60 ainsi qu'une augmentation ultérieure due au développement de la pêche à la senne en Méditerranée depuis le milieu des années 80. Le F le plus élevé aux âges 10+ est survenu entre le milieu des années 90 et le milieu des années 2000 et a atteint des valeurs élevées (environ le triple de M à ces âges). Depuis 2008, F10+ a connu une diminution rapide, tel que cela avait déjà été observé dans les évaluations de 2010 et 2012 (**figure 14**). Cette baisse semble provenir de la forte diminution depuis 2008 des prises déclarées de poissons plus âgés (qui s'est même accélérée au cours de ces quatre dernières années). Cette brusque chute a été confirmée par les analyses rétrospectives (**figures 15 et 16**) et concorde avec les analyses de la courbe de capture réalisées en 2012 et mises à jour en 2014 (cf. Kell et al., 2013, SCRS/2014/115).

Selon le scénario de continuité, la SSB a atteint un niveau record de plus de 300.000 t à la fin des années 50 et au début des années 70, avant de chuter à environ 150.000 t. À partir de la fin de la première décennie 2000, la SSB a dégagé une hausse énorme, atteignant jusqu'à 585.000 t (**figure 14**). Or, la mise à jour du cas de base de 2012 jusqu'en 2011 faisait apparaître que l'ampleur (à savoir la valeur de la SSB de l'année terminale) varie énormément en fonction de légers changements de la CAA ou des postulats techniques. Par conséquent, cette augmentation considérable doit être interprétée avec prudence. Le recrutement (âge 1) au début de la série temporelle oscillait entre 2 et 6 millions de poissons, a ensuite fléchi à approximativement un million de poissons au début des années 60. Cette tendance a été suivie par une augmentation constante avant d'atteindre des valeurs maximales dans les années 90 et au début des années 2000. En raison des changements opérationnels de ces trois dernières années, il n'a plus été possible d'estimer de façon fiable le récent recrutement d'après l'analyse de la prise par âge et les données pour les trois dernières classes d'âge n'apparaissent pas (**figure 14**). Or, l'indice local de recrutement dans le golfe du Lion estimé par les prospections aériennes pourrait impliquer un recrutement plus fort au cours de ces dernières années (Fromentin, 2013). La relation stock-recrutement est décrite à la **figure 49**.

Le scénario de continuité a fait l'objet d'une recherche plus poussée en utilisant une CAA réajustée de la même façon que cela a été fait dans l'évaluation de 2012 (c.-à-d. prise extrapolée à 50.000 t de 1998 à 2006 et à 61.000 t en 2007, mais aucune inflation de la prise déclarée n'a été utilisée depuis 2008). Les résultats des scénarios utilisant la prise réajustée ressemblaient à ceux de la prise déclarée, sauf pour les trajectoires de la SSB (**figure 14**). Dans le scénario qui utilisait la prise déclarée, la tendance de la SSB au cours de la période 1975-2005 a essentiellement dégagé une baisse régulière, suivie d'une hausse à partir de la fin des années 2000, tandis que le scénario de prise réajustée a dégagé une forte baisse au cours de la période 1975-1985, suivie d'un niveau stabilisé de la SSB lorsque les débarquements ont atteint un niveau historique record entre 1985 et 2005, et d'une augmentation depuis lors. La biomasse reproductrice était approximativement la même en 2013 selon les scénarios de prise déclarée et de prise réajustée. Ces résultats concordent également avec ceux obtenus lors de l'évaluation des stocks de 2012.

Le groupe a également examiné les résultats d'une analyse de sensibilité des données et des paramètres utilisés afin d'examiner quelques effets que les incertitudes structurelles non comptabilisés pourraient avoir dans le scénario de continuité (c.-à-d. postulats sur le choix des séries de CPUE, prises réajustées et déclarées, F-ratios, âges terminaux et recrutement, cf. **tableau 7** et **figures 17-19**). La modification des ratios de F donnait lieu à une perception différente de l'état du stock, un résultat qui a également été observé lors des évaluations de 2010 et 2012 (**figure 18**). De manière générale, tous les scénarios de sensibilité ont confirmé la solidité des F et le rétablissement du stock ces dernières années, mais la vitesse et l'ampleur de la croissance de la SSB restent sensibles aux postulats techniques, tels que les ratios de F, les légers changements de la CAA et le choix de la série de CPUE, car cela était également le cas lors de l'évaluation de 2012 (**figures 17 et 18**). À titre d'exemple, seule la division de l'indice palangrier japonais de ces dernières années a entraîné une modification du niveau de la SSB de l'année terminale d'environ 20%. Les scénarios les plus optimistes, tels que le scénario de continuité (CR) ou le scénario de continuité *CR_+Group16*, ont donné lieu à une SSB finale deux fois plus élevées que le sommet historique, alors que d'autres scénarios, tels que *CR_est_Fratio*, ont donné lieu à une SSB finale atteignant le niveau du sommet historique (**figure 18**).

Une analyse du diagnostic a en effet identifié plusieurs problèmes entachant les scénarios, comme cela avait déjà été mentionné lors des évaluations antérieures, en raison de la qualité des données. À titre d'exemple, l'absence du signal de la cohorte dans la CAA (SCRS/2014/115) et le fait que les indices de CPUE détectent difficilement les changements récents de l'abondance du ABFTE en raison de la gestion qui a affecté directement la prise, l'effort et la sélectivité par âge des pêcheries (cf. point consacré à la CPUE). La mauvaise qualité des données se traduit par une sensibilité élevée de la VPA aux postulats techniques et de légères modifications de la CAA et du bruit dans cette dernière et les indices de la CPUE.

Le bootstrap a été utilisé pour estimer l'incertitude pour chaque scénario. Toutefois, le bootstrap est également très utile pour identifier des paramètres hautement corrélés ou mal définis et l'absence de convergence du modèle (SCRS/2014/072). Les postulats statistiques ne doivent pas être ignorés, c'-à-d. on postule que dans le bootstrap, des observations successives dans une série temporelle de données ne sont pas corrélées et proviennent d'une distribution identiquement indépendante (iid). Il est peu probable que ces postulats soient exactement vrais et leur infraction (par le biais, par exemple, de la présence d'une auto-corrélation positive) signifie probablement que les résultats sont faussés et que l'incertitude et les risques ont été sous-estimés. Environ 40% des bootstraps ont été supprimés des diagrammes de phase et des matrices de stratégie de Kobe lorsqu'une simulation a été identifiée si mauvaise. Les critères pour une mauvaise simulation étaient que si des paramètres atteignent des limites, des tailles de stock négatives étaient prédites ou bien que la fonction objective différait considérablement du meilleur ajustement aux données originales.

Les ajustements des indices de CPUE disponibles continuent à être médiocres. C'était également le cas dans des évaluations antérieures, la plupart des indices de CPUE faisant apparaître de lourdes tendances temporelles dans les valeurs résiduelles. Ceci est notamment le cas de la CPUE des canneurs espagnols en raison des récentes réglementations de gestion qui ont modifié la sélectivité de cette pêcherie. Les schémas résiduels sont demeurés relativement constants pour l'ensemble des différents scénarios (**Figure 20**). Les valeurs observées et escomptées sont comparées à la **Figure 21** ; celles-ci permettent de vérifier rapidement quels indices sont en corrélation avec les estimations de la population ; la ligne noire est la ligne $Y=X$ et la ligne bleue est une régression linéaire ajustée aux données ; si un indice se rapproche des résultats de la VPA, les lignes bleue et noire coïncideront. Aucun des indices de CPUE n'a présenté un bon ajustement, sauf l'indice de CPUE japonais de ces dernières années, mais cet indice inclut seulement quatre points. Comme la procédure du bootstrap a rééchantillonné les valeurs résiduelles des ajustements à la (CPUE), cet ajustement insuffisant affecte également fortement les projections (voir ci-dessous et SCRS/2014/072).

L'analyse rétrospective de la VPA est remontée jusqu'en 2008. Les schémas rétrospectifs n'ont fait apparaître aucun biais important, mais d'importantes variations dans certains cas (**Figures 15-16**). Les plus grandes incertitudes ont été observées au niveau des estimations terminales de la mortalité par pêche aux âges 2-5 et du recrutement, tandis que les estimations de F_{10+} étaient plus satisfaisantes pour les différents scénarios. Ceci pourrait illustrer les difficultés qu'ont les indices de CPUE à tenir correctement compte des changements dans les pêcheries en raison des changements dans les réglementations de gestion, ce qui a créé de plus grandes incertitudes pour ces âges. Il convient de noter également que la prise déclarée à l'âge 1 est très faible depuis 2008 et presque égale à zéro depuis 2010, ce qui affecte les performances de la VPA. Le Comité a noté qu'il s'agit de la première évaluation qui estime les classes d'âge considérablement importantes en 2004-2007 (plus de 40% supérieures aux recrutements maximum observés dans le reste de la série temporelle de 64 ans), et que ces fortes estimations sont principalement dues aux tendances récentes de deux indices dépendants des pêcheries pour les poissons plus âgés. Il convient donc de faire preuve de prudence jusqu'à ce que les estimations très élevées de recrutement pour ces classes d'âge puissent être confirmées.

Le diagramme de Kobe montre l'état actuel du stock selon deux points de référence, la biomasse reproductrice si la mortalité par pêche était égale à $F_{0,1}$ ($B_{F_{0,1}}$) et la mortalité par pêche ($F_{0,1}$) (**Figure 22**). Les lignes représentent les médianes de $F/F_{0,1}$ et de $SSB/SSB_{F_{0,1}}$ et correspondent au niveau de recrutement postulé. Le schéma des trajectoires était similaire quels que soient les schémas de sélectivité sélectionnés mais il dépendait fortement des hypothèses de recrutement. Pour tous les scénarios et bootstraps, F en 2013 est clairement et considérablement en-dessous de $F_{0,1}$ (**Tableau 12**). Ces résultats concordent avec les résultats de l'évaluation des stocks de 2012 et confirment que les taux d'exploitation actuels se trouvent probablement considérablement en-dessous de la cible de référence. La perception du rétablissement du stock continue de dépendre de l'hypothèse de recrutement, comme c'était le cas en 2012 (**Figure 22**). Dans l'hypothèse de faible recrutement, le stock se serait complètement rétabli en 2013 étant donné que tous les points finaux se situent dans le quadrant vert. En ce qui concerne l'hypothèse du fort recrutement, la SSB semble être en-dessous de $B_{F_{0,1}}$ et les trajectoires sont essentiellement dans la partie inférieure gauche du quadrant jaune (ce qui indique que le stock était surpêché, mais qu'il ne faisait pas l'objet de surpêche). Le scénario de recrutement moyen se trouve entre le scénario de fort recrutement et le scénario de faible recrutement, avec environ 1/4 du point final dans le quadrant jaune et 3/4 dans le quadrant vert.

Les estimations de l'état actuel du stock par rapport aux paramètres de la PME ont mené à la conclusion que F_{2013} était en-dessous de la cible de référence $F_{0,1}$, étant donné que $F_{2013}/F_{0,1}$ représente environ 0,40 pour le scénario de la prise déclarée et 0,36 pour le scénario de la prise réajustée (**Tableau 13**). La SSB représentait environ 110% de la biomasse escomptée dans le cadre d'une stratégie $F_{0,1}$ utilisant la prise déclarée (de 67% à 160% en fonction du niveau de recrutement postulé, **Tableau 13**). Dans le cadre du scénario de la prise réajustée, la SSB représentait environ 111% (de 55% à 174% en fonction du niveau de recrutement postulé) de la biomasse

escomptée dans le cadre d'une stratégie $F_{0,1}$ (**Tableau 13**). En d'autres termes, les récentes estimations de F et de la SSB indiquent que le programme de rétablissement aurait atteint son objectif en 2013, c.-à-d. que F_{2013} est fortement en-dessous de $F_{0,1}$ et SSB_{2013} serait en moyenne au niveau de référence. Toutefois, les résultats de la VPA demeurent très instables en raison de l'insuffisance des ajustements et ces résultats doivent être confirmés par de nouvelles analyses qui utiliseraient des approches de modélisation autres que la VPA actuelle.

6.2 État du stock – Ouest

Cette rubrique résume les résultats des analyses de la VPA décrites au **point 5.2**. Les fichiers des valeurs d'entrée et de sortie du logiciel VPA-2BOX du cas de base du modèle VPA (scénario 4) sont réunis dans l'**Appendice 5**. Le rapport des résultats comprend 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 à l'âge de l'année terminale.

6.2.1 Diagnostics

Les ajustements des indices d'abondance du cas de base du modèle VPA de 2014 (scénario 4) sont comparés à ceux du cas de base du modèle de 2012 dans la **Figure 24**. Les ajustements des indices de l'abondance relative étaient similaires entre le cas de base du modèle de 2012 et celui du modèle de 2014, avec une augmentation visible des estimations du modèle pour les indices de la canne et moulinet canadiens du Sud-ouest de la Nouvelle-Écosse et des États-Unis >177 cm, et les indices palangriers étasuniens du golfe du Mexique.

Les ajustements des indices issus des analyses de sensibilité par eustachage (jack-knife) (dans lesquelles des indices d'abondance relative étaient exclus un par un) étaient similaires à ceux du cas de base du modèle (**Figure 25**), même lorsque les indices les plus influents (GSL canadien ou RR américain >177 cm) étaient supprimés. Les ajustements des indices pour les gros poissons (golfe du Saint Laurent canadien, Sud-Ouest canadien de la Nouvelle-Écosse et canne et moulinet des États-Unis >177 cm, palangre japonaise Zone 2 et palangre des États-Unis dans le golfe du Mexique) ont généralement indiqué une hausse au cours de ces dernières années. Cette tendance croissante était encore plus manifeste lorsque le RR américain >177 cm a été abandonné, étant donné que cet indice est le seul qui suggérerait une chute de l'abondance des poissons plus âgés au cours de cette dernière décennie. La tendance à la hausse des ajustements des indices pour les gros poissons était moins visible lorsque l'indice canadien du golfe du Saint Laurent a été abandonné. Les ajustements du modèle étaient similaires au cas de base du modèle pour la plupart des autres scénarios de sensibilité et ils ne sont donc pas montrés.

Des histogrammes des estimations par bootstrap de l'état du stock de 2013 par rapport à la production maximale équilibrée (PME) à partir du cas de base du scénario du modèle ont été établis afin d'examiner le biais et la normalité de la distribution. Pour les estimations de $F_{\text{actuel}}/F_{\text{PME}}$ dans le cadre du scénario de fort et faible recrutement, la médiane des bootstraps tendait à être inférieure à l'estimation ponctuelle, ce qui implique que l'estimation ponctuelle pourrait sous-estimer la valeur réelle (**Figure 26**). Par contre, les médianes de $SSB_{2013}/SSB_{\text{PME}}$ obtenues par bootstrap tendaient à être légèrement supérieures à l'estimation ponctuelle, ce qui implique que l'estimation ponctuelle pourrait quelque peu surestimer la valeur réelle.

Une analyse rétrospective a été réalisée pour le scénario du cas de base en supprimant séquentiellement les valeurs d'entrée des captures et les indices d'abondance dans des incréments annuels, en remontant jusqu'en 2008 (**Figure 27**). La tendance à long-terme de la SSB estimée n'a pas été fortement influencée par le retrait rétrospectif des données ; toutefois, une diminution systématique de la SSB récente a été estimée au fur et à mesure que les données ont été séquentiellement supprimées, notamment lorsque les deux dernières années de données ont été exclues. Une analyse rétrospective de l'analyse de sensibilité par eustachage (jack-knife) de l'indice canadien du golfe du Saint Laurent a révélé que le biais rétrospectif observé dans le cas de base de la VPA résultait directement des récentes estimations tirées de cet indice, et que le schéma de biais rétrospectif n'était pas observé lorsque l'indice était exclu (**Figure 28**). Le recrutement estimé était moins influencé par la suppression rétrospective des données et n'a montré aucun schéma cohérent ou preuve d'un biais constant. Toutefois, l'inclusion des données les plus récentes a diminué le signal du recrutement de 2003 par rapport aux scénarios du modèle rétrospectif. Les résultats rétrospectifs présentent également une variabilité dans les estimations de la mortalité par pêche pour les âges 5 à 9 (**Figure 29**) et dans les estimations de l'abondance des âges 1 à 10 (**Figure 30**) mais, dans ce cas-ci également, sans qu'aucune tendance cohérente n'indique un biais dans le modèle.

6.2.2 Comparaison des résultats du cas de base du modèle de 2012 et de la VPA de 2014

L'évaluation de continuité de 2014 et le cas de base du modèle (scénario 4) sont comparés au cas de base de l'évaluation de 2012 dans la **Figure 31**. Les scénarios de 2014 concordent avec les analyses antérieures en ce sens que l'on a estimé que la SSB avait brusquement chuté entre 1970 et 1985, qu'elle s'était stabilisée dans les années 90 et qu'elle avait ensuite commencé à augmenter au cours de la dernière décennie (**Figure 31**). Le taux de mortalité par pêche estimé était très élevé pendant les années 70, mais il a considérablement chuté au cours de la décennie suivante. La mortalité par pêche estimée a fluctué autour de 0,2 pendant la période 1984-2005, une baisse étant observée depuis 2006. On estime que le taux de mortalité par pêche des géniteurs (âges 9 et plus) accuse un net recul depuis 2003, exception faite de l'année 2006 où la mortalité par pêche a été estimée se trouver supérieure à 0,2. Les estimations du recrutement (âge 1) étaient à leur maximum au début des années 70, ont brusquement chuté après 1975 et ont fait l'objet d'une fluctuation annuelle moindre depuis lors. Des classes d'âge relativement fortes ont été estimées entre 1988 et 2003, similaires aux résultats obtenus d'évaluations précédentes (p.ex. 2012).

Les estimations de la biomasse du stock reproducteur, du recrutement et de la mortalité par pêche obtenues du cas de base du modèle de 2012, du modèle de continuité de 2014 et du cas de base de 2014 de la VPA étaient similaires de 1970 au milieu des années 90, mais elles ont divergé au cours de ces dernières années. En règle générale, le cas de base du modèle (scénario 4) a estimé une augmentation plus rapide de la SSB au cours de cette dernière décennie par rapport à l'évaluation antérieure (26.600 t en 2011 d'après le cas de base actuel, 18.400 t estimées pour 2011 dans l'évaluation antérieure) (**Tableau 14, Figure 31**), avec des taux de mortalité par pêche proportionnellement plus faibles. Le cas de base du modèle a également estimé un niveau de recrutement supérieur en 2004 (classe annuelle de 2003) et en 2003 (classe annuelle de 2002) à ce qui avait été estimé pendant l'évaluation de 2012. La **Figure 32** illustre la médiane des tendances et les limites de confiance de 80% dans la biomasse reproductrice, la mortalité par pêche apicale et le recrutement pour le cas de base du modèle.

La **Figure 33** récapitule le modèle de continuité de 2014 (scénario 0), les révisions itératives au modèle de continuité (scénarios 1, 2 et 3 ; décrites à la section 5.2 et résumés dans la phrase suivante) et le cas de base du modèle. La révision du modèle de continuité par rapport au cas de base portait sur les éléments suivants : (1) CAA partiellement modifiée des indices GSL et SWNS canadiens afin d'être des zones spatialement explicites qui coïncident avec les données utilisées pour bâtir les indices (**Tableau 9**) ; (2) expansion des âges de référence pour les indices canadiens à partir des âges 13-16 aux âges 8-16 pour l'indice du golfe du Saint Laurent, et à partir des âges 8-14 aux âges 5-16 pour l'indice Sud-Ouest de la Nouvelle-Écosse ; (3) division de l'indice palangrier des États-Unis golfe du Mexique en deux périodes, 1987-1991 et 1992-2013, la sélectivité de la première période étant fixée à la sélectivité estimée par le scénario 2 ; et (4) suppression du début de la période de l'indice palangrier des États-Unis golfe du Mexique, 1987-1991. Le cas de base du modèle incluait toutes les modifications issues des itérations 1, 2 et 4. Les estimations de la SSB, de la mortalité par pêche apicale et du recrutement étaient similaires entre le modèle de continuité, les révisions itératives et le cas de base du modèle, à l'exception du fait que la division de l'indice palangrier des États-Unis golfe du Mexique a entraîné une augmentation visible de la SSB. Au cours de ces dernières années, le recrutement a présenté peu d'écart dans toutes les itérations de modèles (**Figure 33**).

6.2.3. Scénarios de sensibilité

Les résultats des analyses de sensibilité par eustachage (jack-knife) dans lesquelles des indices ont été retirés un par un du cas de base du modèle, sont résumés dans la **Figure 34**. Les indices canadiens du golfe du Saint Laurent et de canne et moulinet >177 cm des États-Unis étaient clairement les indices les plus influents. Les deux scénarios de sensibilité ont entraîné une augmentation estimée de la SSB au cours de ces dernières années, similaire au cas de base de 2014 du modèle ; toutefois, l'exclusion des indices canadiens du golfe du Saint Laurent a entraîné une SSB estimée plus faible et une tendance visiblement plus plate que celle du cas de base du modèle, et l'exclusion de la canne et moulinet des États-Unis >177 cm a entraîné une SSB estimée plus élevée que celle du cas de base du modèle.

La **Figure 35** présente une comparaison des diverses estimations des scénarios de sensibilité aux cas de base de la VPA. Les scénarios de sensibilité qui ont démontré une divergence dans les estimations de la SSB obtenues du cas de base du modèle de VPA incluaient la mortalité naturelle dépendant de l'âge (scénario 19), des postulats alternatifs sur le calendrier de maturité (scénarios 20 et 21), l'estimation de la prise par âge à l'aide de la clef âge-longueur (scénario 25) et la division de l'indice canadien du golfe du Saint Laurent (scénario 26). Les résultats des analyses de sensibilité de la maturité et de la mortalité naturelle ont indiqué que les estimations de la SSB

étaient influencées par ces postulats. Le postulat de maturité précoce (soit l'ogive dans l'Atlantique Est avec 50% de maturité à l'âge 4) a entraîné une plus grande SSB estimée dans toute la série temporelle et le postulat de maturité tardive (soit approximativement augmentation logistique de la maturité de 0 % de maturité à l'âge 8 à 100% de maturité à l'âge 16) a entraîné des estimations réduites de la SSB par rapport au cas de base du modèle (entièrement mature à l'âge 9). La tendance globale à long-terme estimée de la SSB n'était pas sensible au calendrier de maturité et les estimations de la mortalité par pêche apicale et du recrutement étaient presque identiques entre les scénarios de sensibilité de la maturité (**Figure 35**). Le fait de faire passer le postulat sur la mortalité naturelle de constante à travers les âges à dépendante de l'âge a entraîné une estimation plus faible de la SSB tout au long de la série temporelle et des estimations du recrutement plus élevées (à cause des taux de mortalité naturelle plus élevés postulés pour les jeunes poissons).

La détermination de l'âge de la prise par taille à l'aide d'une clef préliminaire moyenne âge-longueur basée sur des échantillons dont on a lu l'âge grâce aux otolithes de 2009 à 2012 (**Tableau 15, Section 5.2.4**) a entraîné un changement visible dans le schéma de la SSB estimée en ce sens que la biomasse en 1970 a été estimée considérablement plus faible, qu'elle a augmenté au début de la période et que la tendance à l'épuisement à long terme a été distinctement réduite par rapport au cas de base de la VPA (**Figure 35**). L'application de la clef moyenne âge-longueur a également fortement réduit les estimations du recrutement sur toute la récente période temporelle, notamment la classe d'âge de 2003, mais elle n'a pas diminué le signal de recrutement pour les années antérieures à 1980. D'autres sensibilités, outre la mortalité naturelle et la clef âge-longueur, ont eu peu d'effet sur les estimations du recrutement. La division de l'indice canadien du golfe du Saint Laurent en deux périodes a entraîné une tendance réduite de la SSB au cours des deux dernières décennies par rapport au cas de base de la VPA (**Figure 35**), et la comparaison des schémas de sélectivité estimés entre les deux périodes temporelles a indiqué une baisse de la sélectivité des âges 8, 9, 10 et 11 et une hausse de la sélectivité des âges 13, 14 et 15 (**Figure 36**).

6.2.4 État du stock

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 de la relation entre la biomasse du stock reproducteur et le recrutement. Deux hypothèses alternatives reproducteurs/recrues ont été explorées, conformément à plusieurs évaluations antérieures : le modèle à deux lignes (hypothèse potentielle de faible recrutement) et le modèle de Beverton-Holt de reproducteurs/recrues (hypothèse potentielle de fort recrutement). Le modèle à deux lignes postule que le recrutement augmente linéairement avec la SSB à partir de zéro jusqu'à une valeur maximale (R_{MAX}) lorsque la SSB atteint la capacité de charge actuelle (dont on postule qu'elle est inférieure à la capacité de charge historique observée entre 1970 et 1975). 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 2010 (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 1971-2010. Les relations ajustées à deux lignes (panneau inférieur) et de Beverton et Holt (panneau supérieur) sont décrites à la **Figure 37**, avec une comparaison des relations correspondantes de l'évaluation antérieure. Les courbes ajustées sont montrées sur une gamme étendue de la SSB afin de démontrer la différence des propriétés asymptotes du modèle de Beverton-Holt entre l'évaluation antérieure et le cas de base actuel de la VPA (**Figure 38**). La différence dans la relation estimée stock-recrutement a entraîné une baisse des estimations de la SSB correspondant à la PME par rapport à l'évaluation antérieure (inclinaison estimée par le cas de base de 2014 de la VPA de Beverton-Holt = 0,58, inclinaison estimée par le cas de base de 2012 de la VPA de Beverton-Holt = 0,49).

En raison de l'incertitude entourant l'estimation de la relation reproducteurs-recrues, des points de référence basés sur $F_{0,1}$ sont présentés en plus de F_{PME} (ce qui coïncide avec l'évaluation de 2012). Il est à noter que $F_{0,1}$ est calculé comme le taux de mortalité par pêche correspondant à 10% de la pente de la courbe de production par recrue à l'origine ; en tant que tel, il est calculé indépendamment de la relation reproducteurs-recrues présumée. La biomasse reproductrice correspondant à $F_{0,1}$, $SSB_{0,1}$, est calculée comme étant le niveau d'équilibre de la biomasse reproductrice atteint lorsque la pêche est réalisée indéfiniment à $F_{0,1}$ en postulant le scénario de fort recrutement ou de faible recrutement.

L'état du stock a été déterminé au moyen du scénario à deux-lignes (faible recrutement potentiel) et du scénario Beverton-Holt (fort recrutement potentiel) pour le cas de base du modèle de 1970 à 2013, sur la base des estimations annuelles de F_{PME} et SSB_{PME} (**Figure 39**). Les résultats obtenus dans le scénario à deux-lignes suggèrent que le stock atteint les objectifs de la Convention depuis 1970 et que les taux de mortalité par pêche

répondent également aux objectifs de la Convention depuis 1983. Les résultats obtenus par le postulat de recrutement de Beverton-Holt suggèrent que la biomasse du stock n'atteint pas les objectifs de la Convention depuis 1970 et que les taux de mortalité par pêche n'ont pas atteint les objectifs de la Convention pour presque toute la période à l'étude, à l'exception des toutes dernières années (2010 à 2013) où F_{actuel} a été estimé inférieur à F_{PME} (**Figure 40**). La **Figure 40** récapitule la tendance estimée de l'état du stock depuis 1970 ainsi que les estimations du bootstrap et la médiane des estimations de l'état des stocks de 2013 pour les deux hypothèses de recrutement alternatives. La **Figure 41** fournit une comparaison des estimations de l'état des stocks du cas de base de la VPA pour les deux scénarios de recrutement avec les sensibilités par eustachage (jack-knife) influentes (suppression de l'indice canadien du golfe du Saint Laurent et de la canne et moulinet > 177 cm des États Unis). Les deux scénarios de l'analyse par eustachage (jack-knife) ont été inclus car leur divergence par rapport au cas de base du modèle permet de délimiter l'incertitude de la SSB et de la mortalité par pêche.

Le cas de base du modèle à deux lignes (hypothèse de faible recrutement) estimait que le F récent (moyenne géométrique de 2010-2012) s'élevait à 0,36 de F_{PME} (0,28-0,43 à l'intervalle de confiance de 80%) (**Tableau 16**). En comparaison, pareillement au cas de base de la VPA, les analyses de sensibilité par eustachage ont donné lieu à des estimations de F en-dessous de F_{PME} . La biomasse du stock reproducteur selon l'hypothèse de recrutement à deux lignes a été estimée à 2,25 de SSB_{PME} (intervalle de confiance 1,92 à 2,68) et à 1,27 $SSB_{0,1}$ (1,13 à 1,52 à l'intervalle de confiance de 80%) (**Tableau 16**). En vertu de l'hypothèse de recrutement de Beverton et Holt, le F récent a été estimé à 0,88 F_{PME} (0,64 à 1,08 à l'intervalle de confiance de 80%). Indépendamment des postulats sur le recrutement des stocks, on a estimé que le F actuel par rapport à $F_{0,1}$ se situait à 0,60 (intervalle de confiance 0,50 à 0,72). La biomasse du stock reproducteur selon l'hypothèse de recrutement de Beverton et Holt a été estimée à 0,48 de SSB_{PME} (0,35 à 0,72) et à 0,77 de $SSB_{0,1}$ (0,58 à 1,04 à l'intervalle de confiance de 80%). Le **Tableau 17** présente une comparaison des paramètres avec les paramètres estimés dans l'évaluation antérieure.

Les résultats de cette évaluation ne traduisent pas toute l'ampleur de l'incertitude qui entoure la structure des populations, les évaluations et les projections de stocks. Un facteur important qui contribue à l'incertitude est le mélange entre les poissons originaires de l'Est et de l'Ouest. De récentes analyses ont indiqué que le mélange des stocks a lieu (informations empiriques obtenues des marques récupérées et microchimie des otolithes) et que l'évaluation des stocks est influencée par les postulats sur le mélange des stocks. 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 les échanges (marquage conventionnel ou échantillons de signature isotopique) et le postulat sur le mélange des stocks. On a récemment réalisé des travaux de recherche et de synthèse des données sur le mélange des stocks et les approches de modélisation et plusieurs documents ont été présentés pendant la réunion. Un modèle de simulation de chevauchement de stocks, structuré par âge et stochastique a été présenté (SCRS/2014/170). Celui-ci démontrait les effets de la migration saisonnière, de la fidélité au site et du recrutement sur la perception des stocks de l'Est et de l'Ouest, ainsi que sur les biais potentiels dans les données de capture et des indices. Les résultats de la simulation ont été considérés utiles pour identifier les postulats du modèle clefs et les priorités de la recherche en vue d'améliorer les modèles d'évaluation et d'évaluer des scénarios de gestion alternatifs dans le contexte des déplacements des poissons. On a également présenté une synthèse des données régionales sur le mélange des stocks basées sur la microchimie des otolithes (SCRS/2014/171), laquelle a fourni des estimations des proportions des stocks Est et Ouest susceptibles d'être utilisées pour affecter les captures aux composantes des stocks. On a présenté les probabilités de déplacements spatio-temporels basées sur une méta-analyse du thon rouge porteur de marques reliées par satellite (SCRS/2014/177) qui fournissait un cadre afin d'obtenir les matrices de transition pouvant être utilisées pour estimer les probabilités de transfert mensuelles entre les stocks et les régions. Le Groupe a fait remarquer que, conjuguées à la microchimie des otolithes et aux données génétiques, ces techniques pouvaient constituer une approche utile pour progresser vers un modèle opérationnel d'évaluation de la stratégie de gestion qui incorpore les modèles de mélange des stocks. Il est nécessaire de réaliser davantage d'analyses et d'intégration de données avant que ces modèles des échanges ne puissent être utilisés de façon opérationnelle pour formuler 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). Il est nécessaire d'améliorer les connaissances sur la maturité et la mortalité à l'âge, ce qui affectera aussi les estimations de la production par recrue et la perception de la taille du stock et des tendances à long terme. Deux traitements différents de l'indice canadien du golfe du Saint Laurent (c-à-d. divisé et non divisé) ont eu un impact considérable sur les estimations de la récente SSB. Il a donc été décidé qu'il était nécessaire de réaliser des recherches supplémentaires sur l'indice canadien du golfe du Saint Laurent afin de réduire les incertitudes entourant les résultats de l'évaluation. Le scénario de sensibilité utilisant la clef âge-longueur préliminaire a montré que les estimations du recrutement et de la biomasse du stock étaient influencées par la méthode de détermination de l'âge et il est nécessaire de réaliser des travaux plus poussés pour améliorer la clef âge-longueur empirique et son application.

6.3 État du stock – Ouest – Autres méthodes

La **Figure 42** fournit une comparaison des résultats du cas de base de la VPA avec les modèles d'évaluation des stocks alternatifs présentés à la réunion d'évaluation. Les résultats du modèle statistique de prise par taille (SCRS/2014/188 et SCRS/2014/195) ont montré une bonne concordance entre la biomasse totale estimée (âges 1+) et le cas de base de la VPA. Les deux modèles ont affiché un schéma cohérent de la biomasse du stock tout au long de la série temporelle, y compris une chute de la biomasse estimée entre 1970 et 1985, une période relativement stable entre 1985 et 2005, suivie d'une tendance ascendante depuis 2005 (**Figure 42**).

Le cas de base du modèle de production excédentaire (SCRS/2014/183) a estimé une chute bien plus faible entre 1970 et le début des années 80 et une tendance ascendante de la biomasse du stock depuis 1982 jusqu'à des niveaux se rapprochant de la biomasse vierge dans l'année terminale (87% de la biomasse vierge en 2014) (**Figure 42**). Le Groupe a également reconnu que le modèle de production pourrait aider à comprendre la sensibilité des estimations de l'état des stocks face aux indices d'abondance et il a suggéré d'utiliser des profils de vraisemblance pour identifier quels indices sont les plus influents dans l'estimation de la croissance intrinsèque de la population (r), la capacité de charge (K) et les paramètres, tels que la PME. Plusieurs autres suggestions ont été formulées, y compris examiner la pleine sensibilité des résultats à la biomasse initiale par rapport à K , la sensibilité d'utiliser des indices d'abondance basés sur le nombre au lieu d'indices basés sur le poids, et créer un indice unique qui reflète mieux les tendances de la biomasse de l'ensemble du stock (plutôt que d'utiliser plusieurs indices reflétant chacun des classes d'âge différentes). Il a également été recommandé d'explorer des modèles de production structurés par âge afin d'incorporer la dynamique du stock et des pêcheries spécifique à l'âge.

Les trois modèles indiquent tous que le stock s'est rétabli au cours de ces dernières années. Le Groupe a fait remarquer que les scénarios SCAL et du modèle de production étaient préliminaires et qu'ils n'étaient pas encore prêts pour servir de base à l'avis scientifique.

7. Projections

7.1 Projections du thon rouge de l'Est

7.1.1 Spécifications

Des projections ont été réalisées en se fondant sur les estimations de la VPA pour le scénario utilisé pour le scénario de continuité (CR). En réalisant des projections, il est nécessaire de spécifier les paramètres biologiques, les schémas de sélectivité (y compris les modifications dues à des mesures de gestion pouvant être appliquées), le recrutement ainsi que les modifications qui peuvent être appliquées pour éviter l'estimation insuffisante du nombre par âge des récentes cohortes de la VPA. Comme l'évaluation actuelle est une mise à jour, les projections ont fait l'objet des mêmes études qu'en 2012, c-à-d. en utilisant deux niveaux de capture historique (scénarios de capture déclarée et de capture réajustée), les trois mêmes options de recrutement (le fort recrutement étant calculé sur la période 1990-2000, le recrutement moyen sur la période 1955-2006 et le faible recrutement sur la période 1970-1980) et deux schémas de sélectivité (moyenne géométrique de la période 2007-2009 ou 2009-2011 à partir du scénario de continuité, **Figure 43**).

Les paramètres biologiques reposaient sur les valeurs historiques de la VPA, à savoir la mortalité naturelle et la proportion 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 étaient 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 modifier la moyenne pondérale du groupe-plus en fonction des changements de la composition par âge dus au rétablissement ou à la baisse de la SSB). Étant donné que pour les cohortes les plus récentes, les nombres par âge sont insuffisamment estimés dans la VPA, notamment en ce qui concerne les âges les plus jeunes, les trois premiers âges du vecteur de la population initiale (à savoir pour 2011, 2012 et 2013) ont été remplacés par une valeur aléatoire obtenue des spécifications stochastiques du recrutement. Ces valeurs ont ensuite été projetées dans le temps en tenant compte des prises observées et de la mortalité naturelle postulée par âge. Cela a donné lieu à des changements du nombre à l'âge en 2014 (soit la première année de projection) et de la mortalité par pêche par âge pour les trois cohortes remplacées.

Les 12 scénarios de la projection basés sur le scénario de continuité comprenaient donc : (i) deux niveaux de captures historiques (scénario déclaré et scénario réajusté) ; (ii) trois niveaux de recrutement ; et (iii) deux schémas de sélectivité des pêcheries. Ceux-ci ont été exécutés pour le quota actuel (13.500 t) à des fins de

comparaison. Par la suite, des projections avec des quotas oscillant entre 0 et 30.000 t ont été réalisées afin de créer la matrice de Kobe (**Tableaux 21-23**). Il est à noter toutefois que si les diagrammes de phases étaient basés sur 12 scénarios de projection, les matrices de Kobe ne reposaient que sur six scénarios de projection (ne retenant que le schéma de sélectivité estimé à partir de l'évaluation mise à jour), comme cela a été fait en 2012.

7.1.2 Résultats

À partir de l'analyse par bootstrap et des projections du scénario de continuité, le Groupe a estimé la probabilité que le stock se trouve dans chacun des quadrants du diagramme de phases de Kobe de 2014 à 2022. La différence dans les trajectoires de la prise déclarée et réajustée est une fonction des schémas de sélectivité et des niveaux de recrutement, et donc également des points de référence. Un diagramme circulaire de Kobe a été créé pour montrer la proportion des bootstraps qui se trouvent dans le quadrant coloré du diagramme de phase (**Figure 44**). Avec le TAC actuel constant (13.500 t), le stock se serait déjà rétabli en 2014 en vertu des scénarios de recrutement faible et moyen avec plus de 60% de probabilités. En vertu du scénario de fort recrutement, le rétablissement serait atteint en 2019 (**Figure 44**). Les estimations actuelles indiquent que le rétablissement pourrait être atteint d'ici à 2022 avec un TAC jusqu'à 30.000 t, avec plus de 60% de probabilités pour les trois scénarios de recrutement (**Figure 44**). Le Groupe a néanmoins répété que les résultats des matrices de Kobe 2 lui inspiraient peu de confiance en raison des ajustements insuffisants de la VPA (voir ci-dessus) et des incertitudes non quantifiées dans les projections (notamment les niveaux du recrutement futur, les schémas de sélectivité actuels et futurs).

7.2 Projections du thon rouge de l'Ouest

7.2.1 Méthodes

Comme en 2012, on a examiné les deux scénarios de recrutement discutés au point 5.2 : un scénario potentiel de faible recrutement (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 potentiel de fort recrutement postulant que le nombre de recrues correspond à la fonction de Beverton-Holt de la biomasse du stock reproducteur de l'année précédente. Lors des évaluations de stocks antérieures, le Groupe a convenu qu'il ne disposait pas encore de preuves solides pour favoriser un scénario plutôt qu'un autre et que les deux scénarios fournissaient des limites inférieure et supérieure raisonnables (mais pas extrêmes) du potentiel de rétablissement. Les deux scénarios alternatifs sont présentés comme tout autant plausibles, conformes à l'évaluation antérieure.

Les projections du stock de l'Ouest se fondaient sur les répétitions du bootstrap des matrices de la mortalité par pêche par âge et du nombre par âge générées par le logiciel VPA-2BOX. Les projections et les paramètres ont été 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 2012 (voir **Figures 37 et 38**). La relation stock-recrutement de Beverton-Holt a été ajustée aux estimations de la SSB et au recrutement des cohortes de 1970-2009 en utilisant une estimation de la vraisemblance maximale (structure d'erreur lognormale). L'ampleur de la variabilité du recrutement, σ_R , pour chaque répétition du bootstrap était égale à l'estimation de la vraisemblance maximale (estimée dans le cadre de Pro-2box bootstrap par bootstrap). Comme en 2012, le recrutement futur a été autorisé à s'écarter de son objectif en tant que processus autocorrélé multiplicatif de premier ordre (log-normal). 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 à la variance de recrutement d'augmenter en fonction de ce qui est escompté. Il a été estimé que le paramètre d'autocorrélation (ρ) équivalait à 0,418 pour le cas de base.

La relation stock/recrutement du modèle à deux lignes postule une augmentation linéaire du recrutement du niveau initial à un niveau "pivot" de la SSB au-dessus duquel le recrutement est indépendant de la SSB. 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 2010, période pendant laquelle le recrutement a fait l'objet de moins de variation par rapport à la série temporelle complète. Pareillement au modèle de Beverton-Holt, la relation stock-recrutement du modèle à deux lignes a utilisé un processus auto-corrélé de premier ordre avec la déviation standard (σ_R) estimée bootstrap par bootstrap et le paramètre de corrélation (ρ) estimé à 0,359.

Les estimations du recrutement de la VPA pour ces dernières années (2011 à 2013) ont été remplacées par des valeurs moyennes prédites du modèle stock-recrutement avec une déviation standard associée (tant pour le scénario de faible recrutement que de fort recrutement). Le nombre et la mortalité par pêche par âge des âges 1-3 au début de l'année 2011 ont dès lors été recalculés en projetant en avant ces recrutements générés avec les prises par âges connues. Le recrutement partiel projeté (qui combine les effets de la sélectivité des engins et de la disponibilité des poissons par âge) a été calculé à partir des valeurs de la moyenne géométrique de la mortalité par pêche par âge des années 2010-2012 (ré-échelonnées 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 de l'âge moyen mis à jour en utilisant la courbe de croissance (comme cela avait été réalisé en 2012). De cette façon, on a autorisé le poids moyen du groupe-plus à augmenter avec des réductions du taux de mortalité par pêche. Il a été postulé que la prise projetée pour 2014 était égale au total des prises admissibles (TAC) qui s'élevait à 1.750 t [Rec. 12-02]. Pour la période allant au-delà de 2014, les projections ont été poursuivies en ayant recours à divers niveaux de prises constantes, à condition que le $F(\text{apical})$ intégralement sélectionné soit contraint de ne pas dépasser 2 yr^{-1} .

Les projections à moyen terme ont été réalisées afin de couvrir la durée du programme de rétablissement (2019) et de le prolonger jusqu'en 2025. La SSB projetée a été exprimée proportionnellement à la SSB associée à la PME et à $F_{0,1}$ (à savoir SSB_{PME} , $SSB_{0,1}$) pour le scénario de recrutement adéquat. La SSB_{PME} a été utilisée en tant que niveau de référence pour le rétablissement étant donné qu'elle constitue le niveau cible du programme actuel de rétablissement. Le point de référence $F_{0,1}$ est souvent utilisé plutôt que F_{PME} par d'autres groupes d'évaluation de stock, notamment lorsque les connaissances relatives à la relation stock/recrutement sont limitées. Il convient de noter que $F_{0,1}$ est calculé indépendamment d'une relation stock-recrutement sous-jacente dans VPA-2BOX, et que dans certains cas $F_{0,1}$ peut dépasser F_{PME} en raison des effets de la relation stock-recrutement. Les estimations projetées de $SSB_{0,1}$ présentées ici postulent les deux modèles alternatifs de prédiction stock-recrutement.

7.2.2 Résultats

Le recrutement escompté à SSB_{PME} était beaucoup plus faible selon le scénario à deux lignes (96.500 spécimens) que selon le scénario de Beverton-Holt (210.000 spécimens), avec des estimations correspondantes plus basses de PME et de SSB_{PME} . Toutefois, les deux scénarios (à deux lignes et de Beverton-Holt) prédisent des niveaux de recrutement similaires lorsque les tailles du stock reproducteur sont faibles (à savoir SSB entre 5.000 t et 13.000 t).

Les projections de la SSB à partir du cas de base de la VPA ont été réalisées jusqu'en 2025 compris avec des prises constantes de 0 t à 3.500 t dans des intervalles de 100 t, avec une projection additionnelle au TAC actuel de 1.750 t [Rec. 12-02]. Les paramètres associés correspondant du cas de base sont présentés au **Tableau 19**. Les résultats postulant un potentiel de faible recrutement (**Figure 45**) font apparaître que la probabilité que le stock se situe actuellement à un niveau équivalent ou supérieur aux objectifs de la Convention (à savoir $SSB_{PME} = 12.900 \text{ t}$) dépasse 60%. Par conséquent, il y a moins de 50% de probabilité de surpêche si les captures sont maintenues à un niveau inférieur ou égal à la production maximale équilibrée (2.650 t). Les perspectives dans le cadre du potentiel de fort recrutement sont très différentes, ce qui indique que le stock a actuellement une probabilité de 0,8% d'atteindre l'objectif de la Convention (à savoir qu'on estime que le stock est surexploité, mais qu'il ne fait pas l'objet d'une surexploitation).

La médiane des estimations de projections de SSB, SSB/SSB_{PME} , F , F/F_{PME} , F , $F/F_{0,1}$ et du recrutement pour les scénarios de fort et de faible recrutement se trouve aux **Figures 45 et 46**. En vertu du scénario de faible recrutement potentiel, avec le TAC actuel, la SSB en 2019 (l'année terminale du programme de rétablissement) sera supérieure à la SSB estimée pour 2013. Avec des prises constantes de 2.250 t, la SSB en 2019 n'augmenterait pas par rapport à 2013, tandis qu'avec des captures de plus de 2.250 t, la SSB en 2019 sera inférieure à celle de 2013. Le scénario de fort recrutement potentiel (**Figure 46**) suggère que le stock de l'Ouest ne se rétablira pas d'ici à 2019, même sans capture (0 t), alors qu'il avait été estimé que le TAC actuel mettrait un terme à la surpêche en 2010 et lancerait le rétablissement au cours de ces dernières années. Avec le TAC actuel de 1.750 t, le scénario de fort recrutement indiquait que le stock ne devrait pas se rétablir à SSB_{PME} avant 2025. Le 60^e centile de SSB/SSB_{PME} et F/F_{PME} projetés a également été calculé et est illustré à la **Figure 47**. En règle générale, les tendances au 60^e centile étaient similaires à la médiane des estimations des tendances.

Les prédictions de la biomasse du stock reproducteur étaient similaires entre le scénario de faible recrutement et celui de fort recrutement pour la période courant de 2014 à 2019 (**Figure 48**). La comparaison des résultats avec l'actualisation de l'évaluation antérieure a montré que la trajectoire de la biomasse du stock estimée en 2014, dans le cadre des scénarios de fort et de faible recrutement, est considérablement plus élevée que les résultats de l'évaluation de 2012. L'évaluation de 2014 a également indiqué un niveau supérieur de SSB et SSB par rapport à la PME entre 2014 et 2019. L'état projeté du stock dans le cadre des deux scénarios de recrutement a donné lieu à différentes estimations de l'état surexploité ($SSB < SSB_{PME}$), mais les deux scénarios ont indiqué que les niveaux récents de capture étaient en-dessous du seuil de surpêche ($F > F_{PME}$).

Les matrices de stratégie de Kobe 2 sont récapitulées aux **Tableaux 18 à 20**. Le **Tableau 18** présente un résumé de la probabilité que les diverses politiques de prise constante puissent mettre un terme à la surpêche. Le **Tableau 19** présente un résumé de la probabilité selon laquelle les diverses politiques de prise constante permettront le rétablissement du stock dans le cadre des scénarios de faible et de fort recrutement ou maintiendront la SSB au-dessus de SSB_{PME} , tandis que le **Tableau 20** résume la distribution conjointe ($SSB > SSB_{PME}$ et $F < F_{PME}$). Les résultats présentés dans ces matrices sont conformes à ceux discutés ci-dessus (**Figures 45 à 47**).

8. Recommandations

8.1 Recommandations de recherche

- 1) Le Groupe d'espèces recommande la poursuite des études biologiques sur le thon rouge, notamment pour améliorer les connaissances sur sa variabilité de distribution et de comportement, sur la structure de population complexe (par des études génétiques, la microchimie et d'autres méthodologies de pointe), sur les échanges et l'estimation de l'âge des spécimens capturés. Ces études devront être menées régulièrement car elles revêtent toutes une extrême importance pour l'évaluation des stocks et pour tenir compte de la variabilité annuelle. L'échantillonnage dans toute la zone de distribution des stocks est indispensable, notamment pour les zones où les échantillons ne sont pas encore disponibles. Le cadre GBYP-ICCAT est l'outil idéal pour mener à bien toutes ces tâches dans l'ensemble de la zone de la Convention de l'ICCAT.
- 2) Compte tenu de l'initiative du GBYP de réaliser un échantillonnage biologique renforcé, et des travaux réalisés pour établir une collection d'otolithes de référence et créer des protocoles standard de détermination de l'âge, le Groupe recommande qu'un dépôt central numérique soit établi qui contiendrait les données actuelles de la collection de référence ainsi que les contributions futures des CPC et d'autres institutions. Cette base de données doit contenir les images de référence, les âges directs et les métadonnées associées. Une fois établie, le SCRS devrait demander que cette information soit transmise annuellement.
- 3) La fiabilité de l'évaluation de l'état des stocks de thon rouge de l'Atlantique est entravée par l'absence (ou la mauvaise qualité) des statistiques de capture, de prise et d'effort et de tailles dans le temps pour quelques-unes des principales flottilles. L'effort visant à améliorer la couverture spatiale et temporelle pour les statistiques détaillées de taille et de prise-effort pour les principales pêcheries, notamment en Méditerranée, devrait être poursuivi et accru, à l'aide de nouvelles technologies (par exemple, caméras stéréoscopiques pour les données de taille et données VMS pour l'effort).
- 4) En raison des préoccupations soulevées par les tendances contradictoires apparues dans les indices de la CPUE du thon rouge de l'Atlantique eu égard aux changements de pêche, de densité de la population, de la dynamique océanographique ou réglementaire, il est nécessaire d'évaluer la façon de traiter ces facteurs. Les considérations incluent, mais sans s'y limiter, les éléments ci-après :
 - Est-ce que les indices devraient être divisés ou maintenus lorsque des changements de capturabilité peuvent s'être produits ?
 - Est-ce que des changements de capturabilité peuvent être estimés à l'intérieur ou à l'extérieur des modèles ?
 - Comment appliquer des corrections a posteriori aux indices ou devrait-on le faire ?
 - Est-ce que des indices séparés peuvent être combinés (p.ex. golfe du Saint Laurent et canne et moulinet des États-Unis >177 cm) dans des indices conjoints ou de nouveaux indices (palangres) ?
 - Est-ce que les covariables océanographiques peuvent expliquer les divergences des indices (p.ex.

- piscine d'eau chaude de l'Atlantique (Atlantic Warm Pool - AWP) et CPUE de l'espadon) ?
- Est-ce que les cartes spatiales d'utilisation de l'habitat déterminées par le marquage par PSAT ou les estimations de l'abondance spatiale obtenues de façon externe (p.ex. estimation de l'abondance dans le golfe du Saint Laurent par les informations de marquage-récupération) peuvent être utilisées pour déterminer la fraction de la population "vue" par un indice.

8.2 Recommandations de gestion

8.2.1 Est

Dans les Recs. 09-06, 10-04, 12-03 et 13-07, la Commission a établi un total de prises admissibles (TAC) pour le thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée entre 12.900 t et 13.500 t depuis 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, dans le but d'atteindre la B_{PME} d'ici à 2022 inclus, avec une probabilité d'au moins 60 %.

Les matrices de Kobe sont présentées, indiquant les probabilités de i) $F < F_{PME}$, (**Tableau 21**) ; ii) $SSB > SSB_{PME}$ (**Tableau 22**, et iii) $F < F_{PME}$ et $SSB > SSB_{PME}$ (**Tableau 23**) pour des quotas oscillant entre 0 et 30.000 t pour 2014 jusqu'en 2022 inclus. Les zones ombrées correspondent aux probabilités de s'inscrire dans une fourchette de 50 à 59 %, de 60 à 69 %, de 70 à 79 %, de 80 à 89 % et supérieure ou égale à 90%. Il convient toutefois de garder à l'esprit que les matrices de Kobe ne peuvent pas intégrer d'importantes sources d'incertitude qui demeurent, pour le moment, non quantifiées.

La mise en œuvre de réglementations récentes (par le biais des Recs. 13-07, 12-03, 10-04 et 09-06 et de recommandations antérieures) a clairement entraîné une réduction des taux de capture et de mortalité par pêche, ainsi qu'une augmentation ultérieure de la biomasse du stock reproducteur pour le scénario de continuité et les sept analyses de sensibilité de l'évaluation actualisée. Tous les indices de CPUE présentent des tendances à la hausse au cours des dernières années. Or, le Comité observe que l'évaluation actuelle est une actualisation de l'évaluation de 2012 qui repose uniquement sur un modèle de continuité et sept analyses de sensibilité. Cette actualisation a mis à jour l'absence de stabilité des résultats de la VPA face aux légers changements dans les données d'entrée et les spécifications du modèle.

A la lumière des résultats de l'évaluation actualisée, on constate des signes positifs continus du succès du programme de rétablissement et de l'efficacité des mesures de gestion adoptées par la Commission. Constatant que l'objectif d'atteindre B_{PME} (jusqu'en 2022 inclus) avec une probabilité d'au moins 60% pourrait déjà avoir été atteint ou le sera prochainement, la Commission devrait envisager d'ajouter une nouvelle phase au programme de rétablissement actuel.

Le Comité a noté que le fait de maintenir le TAC actuel ou de l'augmenter modérément et progressivement au-delà des TAC récents en vertu du programme actuel de gestion ne devrait pas entamer le succès du programme de rétablissement et devrait être conforme à l'objectif d'atteindre F_{PME} et B_{PME} jusqu'en 2022 inclus, avec au moins 60% de probabilités. Néanmoins, comme le Comité n'a pas été en mesure de fournir à la Commission un avis solide sur une limite supérieure pour le TAC en raison des opinions divergentes sur les implications des incertitudes associées à l'évaluation, aucun accord n'a pu être atteint sur la limite supérieure d'une telle augmentation qui ne menacerait pas le rétablissement du stock. Dans des situations équivalentes, d'autres enceintes scientifiques ont pareillement recommandé des augmentations modérées du TAC en appliquant l'approche de précaution. A cette fin, parmi d'autres objectifs possibles (p.ex. $F_{0,1}$, F_{MAX} , etc.), une augmentation graduelle (par étapes de 2 ou 3 années, p.ex.) de la prise jusqu'au niveau de l'estimation de la PME la plus prudente permettrait à la population d'augmenter même dans le scénario le plus prudent (scénario de faible recrutement), compte tenu du souhait de la Commission de maintenir le stock dans la zone verte [Rec. 13-07]. Néanmoins, les scientifiques du SCRS n'ont pas pu parvenir à un consensus sur le nombre d'étapes requises pour achever le programme de rétablissement ni sur les stratégies de gestion.

Ces augmentations échelonnées devraient être révisées tous les ans par la Commission selon l'avis du SCRS (ces révisions devraient tenir compte des indicateurs des stocks mais n'iraient nécessairement pas jusqu'à actualiser l'évaluation des stocks).

8.2.2 Ouest

En 1998, la Commission a lancé un programme de rétablissement sur 20 ans en vue d'atteindre SSB_{PME} avec une probabilité de 50% au moins. En réponse à de récentes évaluations, la Commission a recommandé un total de prises admissibles (TAC) de 1.900 t en 2009, de 1.800 t en 2010 [Rec. 08-04] et de 1.750 t en 2011, en 2012, en 2013 et en 2014 [Rec. 10-03, Rec. 12-02 et Rec. 13-09].

L'évaluation de 2014 indique des tendances historiques de l'abondance similaires à celles d'évaluations antérieures, mais une augmentation plus rapide au cours de ces dernières années. Les fortes classes d'âge 2002/2003 et la récente réduction de la mortalité par pêche ont contribué à ce phénomène ces dernières années.

La productivité future du stock, comme avec les évaluations antérieures, se fonde sur deux hypothèses relatives au recrutement futur : un « scénario de fort recrutement potentiel » selon lequel le recrutement futur a le potentiel de parvenir aux niveaux atteints au début des années 70 et un « scénario de faible recrutement potentiel » selon lequel le recrutement futur devrait demeurer proche des niveaux actuels (même si la taille du stock augmente). Les résultats de cette évaluation ont démontré que les implications à long terme de la biomasse future diffèrent en fonction des deux hypothèses et l'identification de l'une de ces deux hypothèses, ou d'une hypothèse alternative, comme étant la plus réaliste n'a pas encore été résolue.

Des probabilités d'atteindre SSB_{PME} au cours de la période de rétablissement établie par la Commission ont été projetées pour des niveaux de capture alternatifs (**Figures 45-47**). Le « scénario de faible recrutement potentiel » suggère que la biomasse reproductrice est actuellement au-dessus de SSB_{PME} , tandis que le « scénario de fort recrutement potentiel » suggère qu'il est très peu probable d'atteindre la SSB_{PME} pendant la période de rétablissement. Malgré la grande incertitude qui entoure la productivité future du stock à long terme, quel que soit le scénario de recrutement, des prises de moins de 2.250 t devraient permettre à la biomasse reproductrice d'augmenter d'ici à 2019 (avec 50% de probabilités) et ce niveau de capture ne devrait pas être dépassé. Le maintien des captures aux niveaux actuels (1.750 t) devrait permettre à la biomasse reproductrice d'augmenter plus rapidement, ce qui pourrait contribuer à résoudre la question du faible et fort recrutement potentiel.

Si la Commission décide d'avoir un quota de recherche scientifique (tel que proposé dans Itoh 2014, Japon 2014), ce quota devrait être inclus dans un TAC conforme à l'avis scientifique susmentionné. Le Comité observe que la croissance continue du stock augmentera la capacité d'établir une distinction entre des hypothèses alternatives de recrutement.

9. Réponses à la Commission

9.1 Continuer d'explorer des technologies et des méthodologies viables sur le plan opérationnel pour déterminer la taille et la biomasse au point de capture et de mise en cage et évaluer les études pilotes sur le thon rouge afin d'estimer le nombre et le poids de thon rouge au point de capture et de mise en cage par le biais de l'utilisation de systèmes stéréoscopiques, Rec. 13-07, paragraphe 88

Contexte: Le paragraphe 88 de la Rec. 13-07 prévoit que les CPC devront fournir au SCRS des données et des informations recueillies dans le cadre d'études pilotes mises en œuvre afin d'améliorer les estimations tant en nombre qu'en poids de thon rouge au point de capture et de mise en cage, y compris par le biais de l'utilisation de systèmes de caméras stéréoscopiques, ou de techniques alternatives qui fournissent une précision équivalente pour couvrir 100 % de toutes les mises en cage afin d'affiner l'estimation du nombre et du poids des poissons lors de chaque opération de mise en cage. Le SCRS devra continuer d'explorer des technologies et des méthodologies viables sur le plan opérationnel pour déterminer la taille et la biomasse au point de capture et de mise en cage et faire rapport à la Commission lors de sa réunion annuelle de 2014.

En 2014, six pavillons ont commencé à soumettre la taille et le poids de spécimens de thon rouge au moment de la mise en cage en utilisant des systèmes de caméras stéréoscopiques. Toutefois, les données soumises n'incluaient pas les spécifications techniques de l'opération et du programme utilisé. Le document SCRS/2014/141 présente un résumé de la distribution par taille des données apportées et compare les distributions modales servant à rétro-calculer les données de taille des prises des années antérieures (2010-2013). Des différences ont été constatées entre les distributions de la densité et des fréquences de tailles par pavillon et il n'a pas été possible de déterminer si ces écarts sont le reflet de différences entre les captures de différentes années ou entre les méthodologies liées au rétro-calcul de la prise par taille à partir des données de capture.

Le Groupe a recommandé de standardiser les procédures d'utilisation des caméras stéréoscopiques, de calibration et d'estimation de la taille sur la base des enregistrements vidéo et de mettre ces procédures à la disposition du SCRS. Il a également été demandé au Secrétariat de fournir aux CPC un format électronique standard pour la soumission des données.

Le Groupe recommande également de revoir et de fournir des facteurs de conversion adéquats pour estimer le poids reposant sur les mesures de taille. Finalement, le Groupe recommande d'utiliser les mesures des caméras stéréos pour valider les méthodes qui utilisent les données de taille et de poids au moment de la capture pour estimer la fréquence de tailles des prises de spécimens de thons rouges destinés aux fermes. Les nouveaux résultats incluant les relations spatio-temporelles spécifiques seront présentés lors de la prochaine réunion de préparation des données.

9.2 Évaluer les programmes d'observateurs nationaux de thon rouge mis en place par les CPC afin d'en faire rapport à la Commission et de formuler un avis sur des améliorations futures, Rec. 13-07, paragraphe 90.

Contexte : Le paragraphe 90 de la Rec. 13-07 prévoit que les CPC doivent fournir au SCRS les données et les informations collectées dans le cadre des programmes d'observateurs de chaque CPC, conformément aux exigences et aux procédures devant être développées par la Commission en 2009, en tenant compte des exigences en matière de confidentialité des CPC.

La Commission demande au SCRS de décrire dans un rapport les aspects scientifiques du programme. Le rapport devra inclure :

- Le niveau de couverture atteint par chaque CPC.
- Un résumé des données collectées et tout résultat pertinent lié à ces données.
- Des recommandations visant à améliorer l'efficacité des programmes d'observateurs des CPC.

En vertu des Recommandations 12-03 et 13-07, les données recueillies dans le cadre des programmes d'observateurs nationaux pour le thon rouge ont été soumises au Secrétariat. Pour l'heure, aucun formulaire n'a été élaboré pour soumettre ces données, même si les formulaires généraux de collecte des données d'observateurs élaborés et présentés au Sous-comité des écosystèmes en 2014 pourraient être éventuellement utilisés. Par conséquent, plusieurs CPC ont soumis des données qui décrivaient leurs programmes d'observateurs (en utilisant le formulaire statistique CP45), mais pas les données réelles qu'elles ont recueillies. Si les nouveaux formulaires d'observateurs sont adoptés également pour les programmes d'observateurs pour le thon rouge, ce problème pourra être résolu et le Comité sera en mesure de fournir une réponse plus détaillée à la Commission.

9.3 Fournir des tableaux de taux de croissance du thon rouge actualisés se fondant sur les informations des BCD et d'autres données transmises, Rec. [13-07], paragraphe 98

Contexte : Le paragraphe 98 de la Rec. 13-07 prévoit que le SCRS examine l'information des BCD et d'autres données présentées et étudie plus exhaustivement les coefficients de croissance de sorte à fournir à la Commission, avant sa réunion annuelle de 2014, des tableaux de croissance actualisés.

Les données de mise à mort de plus de 130.000 thons mis en cages ont été analysées dans le document SCRS/2014/162 afin d'estimer les coefficients de croissance potentiels maximum dans les fermes (pas une ferme spécifique). Le document présente des indices approchants possibles de croissance "maximum", basés sur la distribution des probabilités de variance du poids par taille, à partir de trois modèles statistiques alternatifs, en utilisant le centile de 75% des fonctions de densité cumulative. Ces indices approchants estimés ont été comparés avec le tableau actuel de croissance maximum adopté par le SCRS en 2010. Deux des indices approchants estimés se sont avérés inférieurs. Cette analyse a confirmé que l'élevage accroît le poids par rapport au poisson sauvage de taille similaire et elle a indiqué qu'il existait des effets saisonniers sur la croissance. Toutefois, on a conclu que les différences entre les indices approchants de croissance et le tableau actuel de croissance devraient être examinées et évaluées plus en profondeur avant qu'un tableau actualisé de croissance puisse être soumis à la Commission.

9.4 Examiner les spécifications techniques de l'emploi des systèmes de caméra stéréoscopique, telles que définies dans la Rec. [13-08]

Contexte : Le paragraphe 6 de la Rec. 13-08 prévoit que le SCRS doit examiner les spécifications techniques de l'emploi des systèmes de caméras stéréoscopiques, telles que définies aux paragraphes 1 à 5 de cette Recommandation. Le SCRS devra aussi formuler toute recommandation visant à améliorer le système.

En 2014, six CPC ont transmis des données de taille et de poids à partir des mesures prises lors des opérations de mise en cage à l'aide de systèmes de caméras stéréoscopiques. Toutefois, l'information sur les détails spécifiques des spécifications techniques des systèmes de caméras stéréoscopiques utilisés n'a pas été fournie. Le Comité n'a donc pas été en mesure de les examiner ni de les comparer avec les spécifications fournies dans la Rec. [13-08]. Le Comité recommande que les CPC utilisant des systèmes de caméras stéréoscopiques fournissent au Secrétariat la spécification de leurs applications, y compris :

- Les paramètres logistiques des caméras entre la cage contenant les spécimens et les filets de transfert.
- Détails spécifiques des caméras, distance, spécifications de l'enregistrement vidéo, comptage et détails des déterminations de taille.
- Programme et paramètres pour convertir les images et mesures numériques en mesure équivalente de la taille réelle, ainsi que coefficients de conversion pour le poids.

Ces spécifications devraient être fournies conjointement avec les données de taille et de poids soumises. Le SCRS/2014/141 fournit un examen préliminaire des données des caméras stéréoscopiques recueillies et transmises.

9.5 Fournir des réponses aux demandes découlant de la deuxième réunion du Groupe de travail de gestionnaires des pêcheries et d'halieutes en appui à l'évaluation du stock de thon rouge de l'Atlantique Ouest

L'un des objectifs de la 2e réunion du Groupe de travail de gestionnaires des pêcheries et d'halieutes en appui à l'évaluation du stock de thon rouge de l'Atlantique Ouest, qui a eu lieu sur l'île du Prince Edouard (Canada), était d'explorer des options/propositions visant au développement de nouveaux indices d'abondance indépendants des pêcheries et à l'amélioration des indices existants sur le thon rouge. Dans ce contexte, le Japon a proposé une prospection sur la CPUE palangrière dans la zone intermédiaire des zones de pêche des trois nations. Afin de compléter cette prospection renforcée, le SCRS a débattu du potentiel d'un nouvel indice comprenant les données de CPUE existantes combinées des flottilles japonaises, canadiennes et étasuniennes opérant dans l'Atlantique Nord-Ouest. L'indice combiné nécessiterait l'accès aux données opération par opération provenant des CPC respectives. Un consensus général s'est dégagé selon lequel un tel indice de CPUE pourrait considérablement contribuer à la prochaine évaluation du stock de thon rouge de l'Ouest. Le SCRS a reconnu les obstacles potentiels susceptibles de survenir en raison des règles de confidentialité sur les données des différentes CPC. Toutefois, le SCRS a également convenu qu'il conviendrait d'explorer d'éventuels moyens d'estimer la CPUE combinée à l'aide des données opération par opération (tout en reconnaissant les exigences de confidentialité de chaque CPC), et il a fortement encouragé les scientifiques japonais, canadiens et étasuniens à collaborer au développement d'un nouvel indice. Il a été suggéré de démarrer le travail collaboratif en utilisant les données regroupées existantes qui ne font l'objet d'aucune contrainte en matière de confidentialité tout en poursuivant les options en vue de rassembler les données de plus haute résolution. Afin d'atteindre cet objectif, il a été recommandé d'établir un groupe de travail réduit comprenant un ou deux représentant(s) scientifique(s) du Canada, du Japon, du Mexique et des États-Unis (en 2015) qui chercheraient à déterminer des approches en vue de combiner les données de prise/effort brutes pour la CPUE de chaque pays dans un nouvel indice (ou indices) d'abondance pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest.

Un certain nombre de propositions ont été présentées sur l'élaboration de nouveaux indices d'abondance (dépendants et indépendants) des pêcheries et sur l'amélioration des indices existants pour le thon rouge à la réunion du Groupe de travail de gestionnaires des pêcheries et d'halieutes (Charlottetown, PEI). Il a été recommandé que les résultats de ces travaux et les nouvelles propositions soient présentés au SCRS en septembre 2014 à des fins d'examen et d'évaluation. Malheureusement, compte tenu du temps requis pour mettre à jour l'évaluation des stocks Est et Ouest, le Groupe n'a pas disposé de suffisamment de temps pour examiner les détails spécifiques de chaque proposition. Une matrice d'évaluation générale a été mise au point (**Tableaux 24 et 25**) et les CPC proposantes ont formulé les critères pour chaque proposition. Il convient de noter que chacune des propositions a d'abord reçu l'approbation des scientifiques nationaux et du Groupe de travail de gestionnaires des pêcheries et d'halieutes, et qu'elle a ainsi la valeur scientifique d'aborder une gamme de questions et apporterait une précieuse contribution à l'évaluation du stock de thon rouge de l'Ouest. Le SCRS a

convenu de façon générale que ces projets pourraient contribuer au développement de nouveaux indices et d'améliorations aux anciens, et il encourage la poursuite du développement de propositions formelles par les CPC en ce qui concerne les propositions nécessitant un quota scientifique ou un financement de la part de la Commission. Toutefois, ces projets n'ont pas été classés comme prioritaires ou avantageux.

La deuxième réunion du Groupe de travail de gestionnaires des pêcheries et d'halieutes en appui à l'évaluation du stock de thon rouge de l'Atlantique Ouest (WBFT) a également formulé les demandes suivantes :

À condition de ne pas porter atteinte au plan de travail actuel du SCRS reposant sur des décisions prises préalablement par le SCRS et la Commission, le Groupe de travail demande au SCRS de :

- 1) Examiner la proposition du Canada visant à utiliser le modèle de production excédentaire tout en actualisant l'évaluation de stocks en 2014.
- 2) Dans le cadre de la mise à jour de l'évaluation du thon rouge de l'Atlantique Ouest de 2014, fournir une orientation sur une gamme de mesures de gestion sur la taille des poissons en ce qui concerne le thon rouge de l'Atlantique Ouest, et leur impact sur des considérations relatives à la production par recrue et la reproduction par recrue. Le SCRS devrait également commenter l'effet des mesures de gestion concernant la taille des poissons sur leur capacité à contrôler l'état des stocks.
- 3) Fournir les éléments suivants à la réunion de la Commission de 2014 à des fins d'examen : Une gamme de points de référence cible potentiels, provisoires et reposant sur des niveaux exprimés dans le pourcentage de la biomasse du stock reproducteur estimée en tenant compte des facteurs pertinents, y compris, mais sans s'y limiter, la vitesse estimée d'accroissement de la biomasse du stock reproducteur, les niveaux du recrutement récent et le niveau correspondant à une biomasse qui permettra au SCRS de déterminer s'il existe un scénario de recrutement applicable au stock de thon rouge de l'Atlantique Ouest. Une matrice de stratégie pour atteindre des points de référence cibles intérimaires ; un point limite de référence, tenant compte du niveau de la biomasse du stock reproducteur le plus faible historiquement ; une matrice de stratégie visant à éviter la chute en-dessous du point limite de référence intérimaire.

Le Comité n'a pas eu assez de temps pour examiner en profondeur toutes ces demandes, mais il propose les réponses suivantes jusqu'à ce que les questions puissent être examinées de façon plus adéquate.

- 1) La 2e réunion du Groupe de travail de gestionnaires des pêcheries et d'halieutes en appui à l'évaluation du stock de thon rouge de l'Atlantique Ouest a demandé au Groupe d'espèces sur le thon rouge d'examiner la proposition du Canada visant à utiliser le modèle de production excédentaire tout en actualisant l'évaluation de stocks en 2014, à condition que cela ne contrarie pas le plan de travail actuel. Le SCRS est d'avis qu'il est utile d'évaluer toutes les méthodes appropriées pour les données disponibles et le cycle vital des espèces en question, lesquelles dans certains cas pourraient inclure des modèles de production. Toutefois, le SCRS s'est montré préoccupé par le fait que la Commission prescrivait les méthodes que le SCRS devrait employer. Néanmoins, en appui à la demande de la Commission, le Groupe a examiné le document SCRS/2014/183. Le Groupe n'a pas atteint un consensus sur les avantages qu'il existe à employer des modèles de production du type discuté dans le SCRS/2014/183 afin de formuler un avis scientifique sur l'état du thon rouge de l'Atlantique. On a souligné que ces modèles de production passent sous silence l'information sur la structure des tailles ou des âges de la capture et postulent que toutes les classes d'âges sont vulnérables de façon égale face à la pêche (ce qui n'est clairement pas le cas du thon rouge de l'Atlantique). Or, il a également été noté que des groupes de travail antérieurs ont exploré l'emploi des modèles de production structurés par âge et qu'il serait peut-être utile d'explorer à nouveau ces approches. Le Groupe a convenu que le modèle de production excédentaire pourrait s'avérer utile comme procédure de gestion éventuelle testée dans un cadre de stratégie de gestion.
- 2) Lors de la réunion d'évaluation du stock de 2014, faute de temps, le Comité n'a pas été en mesure d'analyser la production par recrue du thon rouge pour aborder cette question en particulier et c'est pourquoi il réitère la réponse qu'il a fournie à la Commission en 2012 (voir paragraphe ci-dessous). Le Comité a indiqué que, si le temps le permet, il évaluera l'impact de l'adoption de limites de taille plus grandes alternatives qui tiennent compte de l'âge de maturité du thon rouge de l'Ouest sur la production par recrue et la reproduction par recrue en 2015.

Le Comité rappelle qu'en 2012 il a examiné les calculs de production par recrue utilisant plusieurs schémas de sélectivité par engin sur la base des résultats de l'évaluation de 2010 et un schéma de sélectivité ayant été diminué de 40 % maximum pour les âges de 1 à 6 pour l'ensemble de la pêcherie sur la base des résultats de l'évaluation de 2012. Le Comité a reconnu que la production par recrue et la SSB/R pourraient être améliorées en changeant le schéma de sélectivité (la réduction de la sélectivité des âges 1-6 de 40% ne s'est traduite que par des améliorations modestes), mais cela impliquerait des changements d'allocation ayant des implications allant au-delà des considérations se limitant à la production par recrue et la SSB/R. En outre, le Comité s'est montré préoccupé par le fait que ces changements de sélectivité puissent altérer la disponibilité et l'utilité des indices de la taille du stock utilisés actuellement dans l'évaluation. De surcroît, des réglementations réduisant les prises d'âge 1 à 6 de thon rouge pourraient avoir des conséquences négatives involontaires telles qu'une augmentation de la mortalité des rejets, ce qui pourrait être difficile à suivre, et des changements dus à la redistribution de l'effort qui peut être difficile à prévoir.

- 3) La biomasse du stock reproducteur cible pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest se base actuellement sur le niveau qui permettrait la PME (SSB_{PME}), dans le but d'atteindre cette cible d'ici à 2019 (Rec. 98-07). Le calcul de la PME et de SSB_{PME} dépend des postulats relatifs à la relation stock-recrutement sous-jacente ; le SCRS formule actuellement un avis de gestion postulant deux scénarios alternatifs de recrutement de stocks qui sont fortement divergents dans leurs estimations de SSB_{PME} pour le thon rouge de l'Atlantique. Il est de ce fait difficile de mettre en œuvre des règles de contrôle de l'exploitation en utilisant des points de référence basés sur la PME. Il existe plusieurs candidats potentiels pour un point de référence cible intérimaire pouvant servir d'indice approchant pour les cibles basées sur la PME, mais ceux-ci n'ont besoin d'aucun postulat sur la relation stock-recrutement. Un qui a été suggéré par le passé pour le thon rouge est $F_{0,1}$ (un taux de mortalité par pêche basé sur des considérations relatives à la production par recrue) et la biomasse cible associée $SSB_{F_{0,1}}$. Dans certains cas, $SSB_{F_{0,1}}$ a été obtenue en utilisant une relation stock-recrutement postulée ; toutefois, on pouvait également postuler simplement que les niveaux futurs de recrutement à court terme sont vraisemblablement similaires aux estimations de recrutement du passé récent et traitent le calcul résultant de $SSB_{F_{0,1}}$ comme une cible intérimaire (à court terme) qui sera actualisée avec chaque évaluation. D'autres indices approchants, tels que le ratio potentiel de reproduction (SPR) ont été utilisés pour d'autres pêcheries, même si des travaux supplémentaires sont requis pour déterminer quel niveau de SPR est approprié.

L'ICCAT ne possède pas de définition officielle de "point limite de référence". Dans le cadre des règles de contrôle de l'exploitation, un point limite de référence (LRP) vise à restreindre la ponction de façon à éviter des états de stock hautement indésirables, tels que la surpêche de recrutement, qui pourraient être irréversibles ou lentement réversibles. Les LRP peuvent être établis en se fondant sur les taux de mortalité par pêche ou en se rapportant aux niveaux de biomasse ; dans ce cas, on interprète que la Commission se réfère à un LRP en rapport avec la biomasse. Dans le contexte des récentes discussions sur les contrôles de la ponction tenues au sein du SCRS, et pour la présente réponse, un LRP relatif à la biomasse est défini comme une délimitation (p.ex. en termes de niveaux de biomasse absolue ou relative, ratio potentiel de reproduction (SPR), etc.) qui, si elle est dépassée, nécessiterait l'arrêt de la ponction jusqu'à ce que le stock se soit rétabli à un niveau au-dessus du LRP. Des règles de contrôle de l'exploitation supplémentaires peuvent être mises en place afin d'opérer conjointement avec le LRP pour éviter de chuter en-dessous du LRP avec une probabilité élevée. Il est à noter que les LRP doivent être considérés conjointement avec les mesures de gestion connexes, étant donné que certains LRP potentiels présentement visés sont utilisés dans d'autres ORGP, mais pas nécessairement au point où l'arrêt de la ponction s'impose. On a également fait remarquer que le paradigme du LRP postule effectivement que l'état du stock est exactement connu, alors que dans la réalité ceci fait l'objet d'incertitude, ce qui donne lieu à des problèmes pour formuler des recommandations sur cette base ; le principal objectif des approches de MSE est d'éviter ces problèmes.

Pour les stocks de thon rouge de l'Ouest, il est préférable de baser le LRP sur des paramètres qui ne dépendent pas d'un scénario de recrutement de stock particulier. Les options pour les points limites de référence sont comme suit :

- Niveaux de biomasse considérés nécessaires pour éviter la surpêche de recrutement, pour préserver la diversité génétique, garantir le succès de la reproduction et/ou maintenir la solidité face aux changements dans les conditions environnementales, etc. Ceux-ci peuvent être absolus ou relatifs.
- Niveaux de SSB basés sur les estimations historiques.

- SPR (ratios potentiels de reproduction).
- Valeurs des quantités directement "observables", telles que les indices d'abondance (de préférence indépendants des pêcheries) qui ne dépendent pas des postulats associés aux évaluations.

À titre d'exemple, un point limite de référence intérimaire de SPR (p.ex. 20%, 30%, 40%) pourrait être utilisé pour le stock de thon rouge de l'Ouest. Dans ce cas-là, si la Commission devait adopter un jeu de règles de contrôle de l'exploitation qui incorporerait ce LRP et si le SPR (calculé par exemple à partir du ratio de la biomasse du stock reproducteur pêché par recrutement [SSBR] par rapport à la SSBR non pêchée) chutait en-dessous du niveau prescrit, la pêche du stock devrait cesser jusqu'à ce que le SPR dépasse une nouvelle fois ce niveau. Une mesure comme $F_{0.1}$ pourrait aussi être considérée comme un point limite de référence de la mortalité par pêche, avec un point de référence cible établi comme un pourcentage fixe de $F_{0.1}$.

Le Comité a examiné les résultats fondés sur une modélisation de simulation (SCRS/2014/145) qui indiquent que le fait d'établir des niveaux adéquats de F cible avec une règle de contrôle de l'exploitation pour le thon rouge de l'Est pourrait accroître la ponction à long terme, permettre une plus grande stabilité dans les TAC annuels et maintenir de faibles probabilités de surpêche de recrutement. Toutefois, le Comité a précédemment identifié quelques limitations dans cette approche et a recommandé des analyses plus poussées. Les évaluations de la stratégie de gestion (MSE) peuvent contribuer à décrire les performances relatives de points de référence spécifiques pour atteindre les objectifs de gestion et le risque que les niveaux de stocks chutent en-dessous de points de référence définis (limites et seuils) pour une série de points de référence cible dans le cadre de règles de contrôle de l'exploitation (HCR) spécifiques, similaires à ceux réalisés pour le thon rouge de l'Est. Le Comité a constaté que le programme GBYP progresse bien dans le développement d'un cadre pour la réalisation de MSE pour le thon rouge de l'Atlantique. La Commission doit donner davantage d'indications afin de définir ces points de référence cibles, étant donné qu'ils pourraient dépendre de critères, tels que la probabilité souhaitée de maintenir les stocks dans un état non-surpêché et de non-surpêche (p.ex. un pourcentage approprié de F_{PME}), ou d'éviter l'effondrement du stock. En règle générale, il faut se rappeler que la MSE s'intègre effectivement dans la gamme d'évaluations plausibles alternatives et ne se rapporte pas directement aux points de référence tels que définis dans le paradigme de "meilleure évaluation" ; en revanche, la MSE se concentre sur le fait d'évaluer la réalisation d'objectifs souvent contradictoires, exprimés en termes de statistiques de performance.

Faute de temps, le SCRS n'a pas pu préparer des matrices de stratégie pour chaque exemple des points de référence.

10. Autres questions

Aucune autre question n'a été discutée.

11. Adoption du rapport et clôture

Le rapport été adopté.

Le Président a remercié les participants pour leur travail intense et la réunion a été levée.

Références

- Arena, P. Cefali, A. Munao, F. 1980. Analysis of the Age, Weight, Length and Growth of *Thunnus thynnus* (L.) Captured in Sicilian Seas. Mem. Biol. Mar. Ocean, 5, 119-134).
- Cort, J. L., 1991. Age and growth of the bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.), of the Northeast Atlantic. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT 35: 213-230.
- Cort, J. L., S. Deguara, T. Galaz, B. Mèlich, I. Artetxe, I. Arregi, J. Neilson, I. Andrushchenko, A. Hanke, M. N. Dos Santos, V. Estruch, M. Lutcavage, J. Knapp, G. Compeán-Jiménez, R. Solana-Sansores, A. Belmonte, D. Martínez, C. Piccinetti, A. Kimoto, P. Addis, M. Velasco, J. M. De la Serna, D. Godoy, T. Ceyhan, I. Oray, S. Karakulak, L. Nøttestad, A. López, O. Ribalta, N. Abid, and M. Idrissi, 2013. Determination of Lmax for Atlantic Bluefin Tuna, *Thunnus thynnus* (L.), from Meta-Analysis of Published and Available Biometric Data, Reviews in Fisheries Science, 21:2, 181-212.
- Lam, C.H., and Tsonos, V.M. 2011. Integrated Management and Visualization of Electronic Tag Data with Tagbase. Plos One 6(7).
- Parrack, M. & Phares P. 1979. Aspects of the growth of Atlantic bluefin tuna determined from mark recapture data. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT 8, 356-366.
- Restrepo, V.R., G.A. Diaz, J.F. Walter, J. Neilson, S.E. Campana, D. Secor, and R.L. Wingate. 2010. An updated estimate of the growth curve of Western bluefin tuna. Aquatic Living Resources 23: 235-342.
- Rooker, J.R., H. Arrizabalaga, I. Fraile, D.H. Secor, D.L. Dettman, N. Abid, P. Addis, S. Deguara, F.S. Karakulak, A. Kimoto, O. Sakai, D. Macías, M. Neves Santos. 2014. Crossing the Line: Migratory and Homing Behaviors of Atlantic Bluefin Tuna. Mar. Ecol. Prog. Ser. In Press.
- Secor, D.H. 1999. Specifying divergent migration patterns in the concept of stock: The Contingent Hypothesis. Fish. Res. 43: 13-34.

**INFORME DE LA SESIÓN ICCAT DE EVALUACIÓN DE
STOCK DE ATÚN ROJO DEL ATLÁNTICO DE 2014**
(Madrid, España, 22 a 27 de septiembre de 2014)

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

La reunión se celebró en la Secretaría de ICCAT, en Madrid. Los Drs. Clay Porch (Estados Unidos) y Sylvain Bonhommeau (UE-Francia), relatores de los stocks del oeste y del este respectivamente, copresidieron la reunión. Los Drs. Porch y Bonhommeau dieron la bienvenida a los participantes en la reunión (el Grupo) y procedieron a revisar el orden del día que fue adoptado sin cambios (**Apéndice 1**).

La lista de participantes se adjunta como **Apéndice 2** y la lista de documentos presentados a la reunión se adjunta como **Apéndice 3**.

Los siguientes participantes actuaron como relatores de las diversas secciones del informe:

<i>Sección</i>	<i>Relatores</i>
1, 9, 10	S. Bonhommeau
3	C. Porch, S. Bonhommeau
4.1	E. Rodríguez-Marín, D. Secor, J.M. Ortiz de Urbina
4.2	H. Arrizabalaga, A. Kimoto, G. Díaz
4.3	A. Kimoto, J. Walter
4.4	S. Cadrin
5	M. Lauretta, H. Arrizabalaga, JM Fromentin, A. Kimoto, C. Porch
6	M. Lauretta, S. Cass-Calay, C. Porch, J. Walter, S. Bonhommeau, JM Fromentin
7	M. Lauretta, L. Kell, J. Walter, J.M. Fromentin, C. Porch
8	C. Porch, M. Ortiz, S. Deguara, S. Bonhommeau

2 Examen de los documentos científicos presentados al Grupo

Debido al considerable número de documentos presentados se decidió organizar la presentación por grupos y proceder a un debate general al final de cada grupo de presentaciones. Por consiguiente, el informe se reestructuró de tal modo que, para algunos puntos, los resúmenes de los documentos se trasladaron a un apéndice (**Apéndice 4**) y sólo se incluyeron debates generales en el texto principal.

3 Examen de los planes de recuperación del atún rojo del Atlántico y Mediterráneo y del asesoramiento anterior del SCRS

La Recomendación 08-05 (que sustituye a la Rec. 06-05) establecía un periodo de recuperación de 15 años para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo, que comenzó en 2007, con el objetivo de que el stock se recupere hasta el nivel de B_{RMS} con una probabilidad superior al 50%. En el marco del plan se implementaron una serie de medidas técnicas, entre ellas, tallas mínimas, cierres de la pesquería y TAC. En la Recomendación también se solicitaba al SCRS que, basándose en los datos disponibles, realizara un seguimiento y asesorara a la Comisión sobre las posibilidades de que se cumplieran los objetivos del plan. Basándose en la información disponible en 2007, el SCRS advirtió de que, en líneas generales, los resultados preliminares indicaban que las medidas adoptadas en el plan eran un paso en la dirección adecuada, pero que era poco probable que se alcanzara totalmente el objetivo del plan de que el stock se recupere hasta el nivel de RMS en un plazo de 15 años con una probabilidad superior al 50%. El SCRS indicó que esto depende de varios factores, sobre todo de cómo se implementan las reglamentaciones (lo que incluye una drástica reducción del esfuerzo pesquero desde ahora hasta 2023), y del reclutamiento futuro. Si la implementación fuera perfecta y si el reclutamiento futuro se encontrara en aproximadamente el nivel de los 90 y no estuviera afectado por el reciente nivel de la biomasa reproductora, se estimó que existiría un 50% de probabilidades de recuperación desde ahora hasta 2023 en el marco de las reglamentaciones 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 por descarte de los peces pequeños (cuando se supere la tolerancia) y reducir a la vez de forma continua y drástica el esfuerzo pesquero a niveles muy bajos para alcanzar los objetivos del plan de recuperación. Con otros supuestos plausibles (ya sea la implementación imperfecta o un reclutamiento que desciende desde niveles recientes a medida que la biomasa reproductora desciende o con

ambos), no se podrán alcanzar los objetivos del plan de recuperación a menos que se realicen nuevos ajustes. El mejor asesoramiento del Comité es seguir una estrategia $F_{0,1}$ (u otra aproximación adecuada de F_{RMS}) para conseguir la recuperación del stock, ya que esta estrategia parece mucho más robusta que la contemplada en la Rec. 06-05, y posiblemente también en la Rec. 08-05, frente a una amplia gama de incertidumbres en lo que concierne a los datos, al estado actual y a la productividad futura. Esta estrategia supondría que las capturas tendrían que ser muy inferiores en los años subsiguientes (del orden de 15.000 t o menos), pero la ganancia a largo plazo podría dar lugar a capturas de aproximadamente 50.000 t, con incrementos notables en la biomasa reproductora. Para una especie longeva como el atún rojo, se requiere cierto tiempo (>10 años) para constatar los beneficios. El Comité indicó que, para revertir las tendencias de ese momento, se requería una reducción global de la mortalidad y del esfuerzo pesquero.

En respuesta al asesoramiento del Comité, la Comisión volvió a modificar el plan de recuperación en 2009 [Rec. 09-06] y estableció el TAC en 13.500 t para el año 2010, y también estableció un marco para fijar los TAC futuros en niveles que logren, con una probabilidad de al menos el 60%, la recuperación del stock hasta niveles de B_{RMS} antes de 2023. La Comisión requirió además al SCRS que presentase una matriz de estrategia de Kobe II que reflejase los escenarios en los que se podría producir la recuperación del atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo hasta el nivel de la B_{RMS} con probabilidades que oscilasen 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] establecía un periodo de recuperación de 20 años, que comenzaba en 1999, con el objetivo de recuperar el stock hasta el nivel de B_{RMS} con una probabilidad del 50% antes del final del periodo del plan de recuperación (hasta 2018 inclusive). En dicho plan se incluían una serie de medidas técnicas, entre ellas TAC, y también se solicitaba al SCRS que realizase un seguimiento y asesorase a la Comisión sobre las posibilidades de que se alcanzasen los objetivos del plan basándose en los datos disponibles. Basándose en una evaluación del estado del stock occidental, realizada en 2008, que indicaba que un total admisible de captura (TAC) constante por debajo de 2.100 t durante el periodo 2009-2010 produciría ganancias en la biomasa reproductora del stock (SSB) del atún rojo del Atlántico oeste, y considerando que el SCRS advirtió que las nuevas pruebas sugerían que las reglamentaciones actuales podrían ser insuficientes para alcanzar los objetivos, la Comisión enmendó su plan de recuperación estableciendo un TAC, incluidos descartes muertos, de 1.900 t en 2009 y de 1.800 t en 2010.

El Comité realizó otra evaluación de atún rojo del Atlántico en 2010. Basándose en los resultados de dicha evaluación, el Comité concluyó que, aunque las perspectivas para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo habían mejorado en comparación con la evaluación anterior, el stock seguía sobrepescado (se estimó que la SSB se situaba en tan sólo el 35% de la biomasa prevista en el marco de una estrategia RMS) y estaba siendo objeto de sobrepesca (se estimó que la tasa de mortalidad por pesca de 2009 se situaba por encima del objetivo de referencia $F_{0,1}$). La Comisión respondió reduciendo el TAC hasta 12.900 t anuales, empezando a partir de 2011 y en años posteriores, hasta el momento en que se cambiase el TAC siguiendo el asesoramiento del SCRS [Rec. 10-04]. La Comisión también implementó otras medidas (lo que incluye vedas estacionales y límites de talla mínima) y reforzó varios mecanismos de control para garantizar la observancia de las medidas de ordenación y para garantizar la trazabilidad de todas las capturas. En 2012 se realizó una actualización de la evaluación. Las estimaciones del estado del stock en relación con los elementos de referencia del RMS condujeron a la conclusión de que F_{2011} estaba por debajo del objetivo de referencia $F_{0,1}$ y que SSB se encontraba en aproximadamente el 63% (de 37% a 89% dependiendo de la hipótesis del nivel de reclutamiento) de la biomasa prevista en una estrategia de $F_{0,1}$ utilizando la captura declarada y el 76% (de 37% a 116% dependiendo de la hipótesis del nivel de reclutamiento) de la biomasa prevista en una estrategia de $F_{0,1}$ utilizando la captura aumentada. La Comisión posteriormente aumentó ligeramente el TAC a 13.500 t anuales mientras que mantuvo otras medidas.

En el caso del atún rojo del Atlántico occidental, los resultados de las evaluaciones de 2010 y 2012 indicaban que, con el escenario de reclutamiento bajo, el stock se sitúa por encima del nivel de biomasa que podría respaldar el RMS, pero que con el escenario de reclutamiento alto (en el que son posibles en el futuro rendimientos sostenibles más elevados), el stock permanece sobrepescado y la sobrepesca continuará en el marco del TAC actual. El Comité también aconsejó a la Comisión que protegiera la fuerte clase anual de 2003 hasta que alcance la madurez y pueda contribuir a la reproducción. Como respuesta a lo anterior, la Comisión redujo el TAC situándolo en 1.750 t para 2011 - 2014 [Rec. 10-03, 12-02 y 13-09].

4 Resumen de los datos disponibles para la evaluación

En el Informe de la reunión de preparación de datos de atún rojo de 2014 está disponible una discusión sobre estadísticas de captura, tendencias de la pesquería e índices de abundancia relativa. Para la mayor parte, el presente documento no se aleja del plan de trabajo establecido ni de las recomendaciones formuladas en la reunión de preparación de datos. Sin embargo, se produjo un importante distanciamiento del plan de trabajo al generar la captura por talla y la captura por edad, que se detalla más abajo.

4.1 Biología

El Grupo revisó varios documentos de trabajo en los que se describían los avances recientes en los conocimientos de la biología del atún rojo. En el **Apéndice 4** se presenta una recopilación completa de los resúmenes de dichos documentos. En esta sección se presenta un resumen de los debates del Grupo.

Conversiones de talla

Se llevó a cabo un nuevo análisis de los datos del documento SCRS/2014/053, presentado a la reunión de preparación de datos de atún rojo de 2014, para la relación talla-peso (SCRS/2014/053 Rev). Los participantes en la reunión consideraron importante permitir la estandarización de las medidas de talla que se usan en la comunicación de información y en estudios biológicos. Se llevó a cabo un amplio muestreo durante 15 años en 13 regiones en todo el Atlántico y el Mediterráneo para mejorar las relaciones talla-peso existentes para ambos stocks. El SCRS/2014/053 Rev. presentaba factores de conversión por unidad de stock, talla a talla, peso a peso y relaciones de peso por talla para muestras con un número representativo de peces medidos. Las relaciones talla-talla y peso-peso globales presentaban un elevado grado de correlación entre los datos observados y los datos ajustados con valores de r-cuadrado, de media, por encima de 0,98 excepto para algunas conversiones de talla que implicaban mediciones preoperculares y hocico a primera espina dorsal (LD1).

Tras varios análisis de sensibilidad, se decidió estimar la relación talla-peso para cada unidad de stock utilizando los conjuntos de datos más completos con RWT y SFL, incluyendo observaciones originales con este tipo de medición, así como observaciones estandarizadas a RWT y SFL para las que la medida de talla o peso original tenía un factor de conversión de talla o peso con un coeficiente de determinación alto (r -cuadrado > 0,98) (SCRS /2014/053). Las relaciones talla-peso no lineales se ajustaron usando el método de Gauss-Newton ponderado por la variabilidad inversa (coeficiente de varianza observado por intervalos de talla de 5 cm SFL) para minimizar el efecto de los datos atípicos. No se encontraron casi diferencias ($\leq 6\%$) entre ambos stocks para las relaciones anuales RWT-SFL. Los modelos mensuales para tener en cuenta las variaciones estacionales en el peso variaban entre menos 5% y más 4% para el atún rojo del este y entre menos 21% y más 8% para el atún rojo del oeste. Las variaciones mensuales eran coherentes con las diferencias estacionales previstas en la alimentación y la reproducción. Como se esperaba, las variaciones absolutas en el peso eran mayores para los peces más grandes.

Se indicó que estas relaciones son útiles para aplicaciones prácticas en operaciones de introducción en jaulas pero que deben ser cuidadosamente evaluadas por el SCRS ya que difieren de las ecuaciones usadas previamente en un 12% a 10% respecto a las funciones del Atlántico este y el Atlántico oeste. Se han descubierto diferencias, siendo el atún rojo más pesado en las funciones previas adoptadas por ICCAT desde 180 SFL (cm) en adelante.

El documento SCRS/2014/151 presentaba una relación talla-peso para el atún rojo en el Atlántico este y Mediterráneo basada en un número limitado de muestras de reproductores de atún rojo del Atlántico recopiladas por las almadrabas de Marruecos y UE-España en el estrecho de Gibraltar durante abril y mayo y en un conjunto de muestras de juveniles. La regresión cuantil se utilizó para representar mejor los cambios en el peso medio y en la varianza del peso por talla. Los resultados se compararon con la relación talla-peso anual del documento SCRS/2014/53 Rev. indicando diferencias importantes. Además, se indicó que el último documento no utilizó la regresión cuantil y que las conversiones arrojaban estimaciones algo sesgadas de pesos bajos para ejemplares muy grandes.

Las preguntas plantearon el hecho de que deberían hacerse comparaciones con las estimaciones mensuales en lugar de con la anual del SCRS/2014/53 Rev. Los resultados del ajuste cuantil aplicado a los datos del SCRS/2014/53Rev produjeron predicciones similares a las del procedimiento de ajuste usado en el modelo seleccionado utilizando el método Gauss-Newton. Se debatió la dificultad de tener una relación talla-peso para cada mes y pesquería, y que el objetivo era generalizar de forma realista una relación talla-peso y su varianza teniendo en cuenta los componentes anuales, estacionales y regionales.

El documento SCRS/2014/140 comunicaba la relación talla-peso del atún rojo capturado en el mar Tirreno con almadras y palangre en mayo-junio de 2013. Se propuso comparar estos datos con el ajuste del SCRS/2014/53 Rev., y se arguyó que este último documento representa un muestreo mucho más amplio en años, meses y zonas geográficas. Las funciones talla-peso anuales propuestas por stock (SCRS/2014/53 Rev.) representan la media para la población en periodos anuales, y son una buena representación de las tendencias de la población al trabajar en componentes anuales. El Grupo de trabajo usará ahora estas funciones para futuras evaluaciones de stock.

En conclusión, el Grupo de trabajo llegó al acuerdo de que la talla, el peso y la relación peso-talla presentada en el SCRS/2014/53 Rev. son las mejores estimaciones para el atún rojo del Atlántico oeste y este/Mediterráneo. El Grupo de trabajo usará ahora estas funciones para futuras evaluaciones de stock. Para la media del nivel de la población, la relación peso por talla anual adoptada es:

$$\text{BFT-Oeste} \quad \text{RWT (kg)} = 1,59137\text{E-}5 * \text{SFL(cm)}^3,0205843$$

$$\text{BFT-Este/Med} \quad \text{RWT (kg)} = 3,15551\text{E-}5 * \text{SFL(cm)}^2,8984539$$

Sin embargo, se llegó a la conclusión de que dada la varianza peso por talla y su correlación con el factor de la condición del pez, las estimaciones mensuales de peso por talla deberían usarse cuando se estiman capturas a partir de datos específicos de tiempo, por ejemplo, al estimar la captura por talla, las distribuciones de talla de las capturas mensuales, etc. (**Tabla 6**). El Grupo de trabajo recomendó también evaluar más las diferencias en las relaciones talla-peso o el factor de condición asociado con zonas geográficas, especialmente en el Mediterráneo.

Determinación directa de la edad

En el documento SCRS/2014/150 se presenta un estudio de intercambio de calibración de la edad en el marco del GBYP. Este estudio de precisión en la determinación de la edad incluía 21 lectores de 13 laboratorios, quienes interpretaron imágenes de estructuras pareadas calcificadas, otolitos y espinas, procedentes del mismo ejemplar. El coeficiente medio de variación y el error porcentual medio fueron de aproximadamente el 20% y el 15% respectivamente. La precisión era inferior en los lectores inexpertos que en los expertos, siendo la experiencia un factor importante en la interpretación de la edad a partir de otolitos observados bajo luz reflejada y para los ejemplares grandes utilizando espinas bajo luz transmitida. En general, hubo bastante acuerdo en la determinación de la edad entre diferentes estructuras procedentes de un mismo ejemplar. Respecto a los otolitos para los que se determinó la edad usando diferentes tipos de iluminación se produjo un buen acuerdo sin sesgos importantes ($p > 0,05$), mientras que las espinas no mostraron signo de sesgo respecto a los otolitos observados bajo luz transmitida ($p > 0,05$), pero se detectó una ligera subestimación de la edad al compararlos con los otolitos observados bajo luz reflejada ($p < 0,05$) para un pequeño número de ejemplares mayores de 14 años. Es necesaria una mayor estandarización de los criterios de determinación de la edad entre los laboratorios y una descripción de la formación anual del tipo de borde del otolito. Se plantearon preguntas respecto al seguimiento del control de calidad en la determinación de la edad, incluido el uso de una colección de referencia para evitar el sesgo y aumentar la precisión en la determinación de la edad.

Zonas de desove y estudios larvales

Las investigaciones sobre ecología larval del atún rojo del Atlántico han avanzado en años recientes gracias a los modelos de adecuación del hábitat oceanográfico, a los modelos climáticos a escala rebajada, al muestreo directo, y a los estudios sobre crecimiento larval, condición y ecología trófica. La comparación entre las larvas muestreadas en el golfo de México y en el mar Balear (mar Mediterráneo) indicaba que las larvas del golfo de México son únicas en que son piscívoras tempranas (consumo de larvas de peces) y tienen un factor de condición menor y una posición trófica aparentemente inferior (SCRS/2014/103, SCRS/2014/173). Las tasas de crecimiento de las larvas recogidas en el golfo de México (~0,5 mm/d) eran similares a las observadas previamente (SCRS/2014/175).

Las variables climáticas a escala rebajada se introdujeron en modelos del hábitat oceanográfico en el golfo de México e indicaron que el cambio climático (calentamiento) podría disminuir sustancialmente el hábitat potencial de reproducción en los próximos 50 años (SCRS/2014/174). Aun así, la escala temporal y espacial de dichas predicciones es probablemente poco fina. Estos mismos modelos de hábitats mostraban hábitats potenciales para reproducirse fuera del golfo de México, en el Caribe. Una prospección de ictioplancton dirigida tuvo como resultado la recuperación de 18 larvas de atún rojo en 9 de 97 estaciones cerca de las Bahamas (SCRS/2014/176). Seis de estas estaciones procedían de regiones oceanográficamente complejas caracterizadas

por giros ciclónicos y anticiclónicos. Se han desarrollado también modelos de hábitat oceanográfico para el Mediterráneo (SCRS/2014/102). Estos modelos, en algunos casos, no en todos, han proporcionado predicciones viables de hábitats de reproducción basándose en distribuciones conocidas.

Mezcla y estructura del stock

Se han hecho importantes progresos en la estimación de niveles de mezcla regional para el atún rojo del Atlántico a partir de análisis de isótopos estables de otolitos (SCRS/2014/171). Para el periodo 2007-2014, se han analizado >2000 otolitos de importantes regiones de ordenación. La falta de mezcla entre los dos principales stocks para las muestras del golfo de México, el golfo de San Lorenzo, el Atlántico este y el Mediterráneo era coherente con los patrones de mezcla entre los stocks de las muestras de otolitos recopiladas entre 1990-2002 (Rooker et al. 2008). En comparación, los análisis recientes muestran contribuciones disminuidas por parte de la población del Mediterráneo al Atlántico central estadounidense y evidencias de pequeñas pero importantes contribuciones de esta población a las zonas marítimas de Canadá. Los niveles de mezcla en el Atlántico central estadounidense, las zonas marítimas de Canadá y el Atlántico norte central muestran una dinámica no estacionaria, que merece un muestreo y análisis adicionales. Para que este análisis de la composición del stock sea más eficaz y sea útil en evaluaciones de stock, es necesario prestar más atención a los tamaños de muestreo, al diseño del muestreo y a posibles sesgos. Un segundo método de discriminación de stock basado en la identificación y el examen de parásitos (SCRS/2014/149) parecía prometedor. Se observaron diferencias significativas en los conjuntos de parásitos de huéspedes juveniles de atún rojo del año entre los mares Balear, Jónico, de Liguria y Tirreno. En el Informe de la reunión de preparación de datos de atún rojo del Atlántico de 2014 (SCRS/2014/014) se presentaba información adicional sobre la mezcla del stock y enfoques de discriminación relacionados.

4.2 Captura y otras estadísticas de la pesquería

4.2.1 Capturas del Atlántico este y Mediterráneo

- Capturas nominales y tendencias en la pesquería

Las estadísticas de captura de Tarea I (captura nominal y características de las flotas) y de Tarea II (captura y esfuerzo, frecuencias de tallas, y captura por talla) comunicadas por las CPC de ICCAT hasta 2013 inclusive fueron facilitadas al Grupo durante la reunión.

Las capturas nominales anuales de atún rojo revisadas (Tarea I) desde 1950 hasta 2013 presentadas por la Secretaría y resumidas en la **Tabla 1** y **Figura 1** muestran la distribución espacial de las capturas de atún rojo (1950-2013) por arte y década. En las **Figuras 2 y 3** se muestran las capturas de atún rojo anuales comunicadas por zona y artes principales. Estas cifras incluían también las estimaciones del Grupo de la captura no declarada para 1998-2007 (sombreado gris).

Las capturas comunicadas en el Atlántico este y Mediterráneo alcanzaron un punto máximo de más de 50.000 t en 1996 y después descendieron sustancialmente estabilizándose en niveles cercanos a los de los TAC establecidos por ICCAT (En la **Tabla 1** se muestran las capturas totales, en la **Figura 2** las capturas totales por zona y en la **Figura 3** las capturas totales por arte). Tanto el incremento como el subsiguiente descenso en la captura declarada se produjeron sobre todo en el Mediterráneo (**Figura 2**). La información disponible demostró que las capturas de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo habían sido seriamente infradeclaradas entre 1998 y 2007. Las actividades de cría en el Mediterráneo desde 1997 han producido un gran cambio en la estrategia de pesca de los cerqueros que ha tenido como resultado un deterioro de la cobertura de muestreo de tallas de atún rojo y, por consiguiente, de la captura por talla de estas importantes flotas. La captura declarada de Tarea I para 2011 a 2013 fue de 9.774 t, 10.857 t y 13.333 t, respectivamente.

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

Siguiendo el plan de trabajo de la reunión de preparación de datos, la Secretaría de ICCAT proporcionó a finales de junio de 2014 la CAS y la CAA actualizadas, usando los datos de Tarea I enviados antes del plazo del 31 de mayo de 2014 (**Tabla 1**). Dado que esta evaluación de stock es una actualización, solo se cambiaron los años 2011 a 2013. Por lo tanto, se aplicaron las mismas normas de sustitución utilizadas en la evaluación de 2012 (véase la sección 5 del Informe de la reunión de preparación de datos) (**Tablas 2, 3 y 4**). Al igual que en evaluaciones anteriores, las diferencias relativas entre Tarea I y las capturas equivalentes en peso de CAS, halladas sobre todo en dos pabellones (Japón y Estados Unidos) no se abordaron en esta versión actualizada.

Además de la CAS y la CAA actualizadas, se generaron también la CAS y CAA totalmente revisadas para el análisis preliminar de los elementos de referencia (véase la sección 5 del Informe de la reunión de preparación de datos) y la Secretaría las facilitó al Grupo a finales de julio. Incluían toda la nueva información sobre tallas recopilada en el marco del GBYP y procedente de otras fuentes (muestras de talla de granjas corregidas a partir del crecimiento en las jaulas que se presentan en el SCRS/2014/040). Durante los análisis preliminares de la CAA totalmente revisada, se identificaron problemas importantes para comienzos de los años 2000, con grandes proporciones de edad 1. El Grupo concluyó que debían realizarse trabajos adicionales para mejorar la calidad de los datos de captura por talla para este periodo.

El Grupo señaló que la estimación de la CAS y la CAA requiere muestras de frecuencias de tallas representativas de cada pesquería. En el caso de las flotas de cerco en el Mediterráneo ha sido particularmente difícil obtener muestras de talla porque la mayoría de la captura se destina a operaciones de cría. La CAS para las flotas sin muestreo se construye utilizando sustituciones siguiendo las directrices del Grupo de trabajo. En el caso de UE-Croacia, la captura del cerco se había convertido a CAS usando la frecuencia de tallas de UE-Francia desde 2001 a 2013. Sin embargo, parece que las tendencias de la CAS y el peso medio del cerco de UE-Francia no reflejan ya la distribución de tallas de la captura de UE-Croacia. Dos nuevas fuentes de datos de talla de UE-Croacia que han estado disponibles recientemente lo corroboran (**Figura 4**): i) datos de distribución por tallas del atún rojo capturado, marcado y liberado en el marco del proyecto GBYP en julio de 2013 con 1130 muestras y ii) datos de frecuencias de tallas recopilados en 2014 en operaciones de introducción en jaulas con sistemas de cámaras estereoscópicas en julio de 2014 en 2 granjas y 8 operaciones de introducción en jaulas. Estos datos indicaban capturas de atún rojo principalmente pequeño de 60 a 120 cm FL, algo muy diferente de la CAS del cerco de UE-Francia que indica capturas de peces de mucha más talla, con una media de 175 cm FL. El Grupo de trabajo ha reconocido las limitaciones en la información sobre distribución por tallas del cerco, y durante la reunión de preparación de datos se recomendó estimar la distribución de CAS a partir de la información sobre tallas en el momento del sacrificio en las operaciones de cría teniendo en cuenta el crecimiento en la granja (SCRS/2014/040). Esta información se integró en la evaluación piloto (CAS y CAA, elemento de referencia preliminar), sin embargo, el Grupo no tuvo tiempo suficiente para explorar en su totalidad las implicaciones de esta nueva información.

4.2.2 Capturas del Atlántico occidental

- Capturas nominales y tendencias en la pesquería

La captura total para el Atlántico oeste alcanzó un máximo de aproximadamente 18.671 t en 1964, debido principalmente a la pesquería de palangre japonesa dirigida a los grandes peces en aguas de Brasil (que comenzó en 1962) y a la pesquería de cerco de Estados Unidos dirigida a los juveniles (**Tabla 1**). Las capturas cayeron abruptamente desde entonces con el colapso de la pesquería de palangre de 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 setenta debido a la expansión de la flota de palangre japonesa hacia el Atlántico noroeste y el golfo de México, y a un aumento en el esfuerzo de cerco que se dirige a los peces más grandes destinados al 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 captura total de 3.319 t en 2002 (el nivel más elevado desde 1981), la captura total para el Atlántico oeste experimentó un descenso constante hasta un nivel de 1.638 t en 2007 (**Figuras 5 y 6**) el nivel más bajo desde 1982, y posteriormente se incrementó hasta alcanzar las 2.007 t en 2011, cifra que se sitúa por encima del TAC de 1.750 t. El descenso anterior a 2009 se debió sobre todo a las considerables reducciones de los niveles de capturas para las pesquerías estadounidenses. La captura preliminar en 2013 ascendió a 1.484 t.

Canadá. Las pesquerías de atún rojo canadienses operan actualmente en varias zonas geográficas en aguas frente a la costa atlántica desde julio hasta noviembre, meses en los que el atún rojo migra a las aguas canadienses. La distribución espacial de las pesquerías canadienses no ha experimentado cambios importantes, pero ha habido informes anecdóticos de atunes rojos presentes en zonas donde hacía muchos años que no se habían observado (por ejemplo, la Baie des Chaleurs, en la parte occidental del golfo de San Lorenzo). Las capturas para 2007-2013 (lo que incluye los descartes muertos comunicados) ascendieron a 491 t, 576 t, 533 t, 530 t, 510 t, 493 t y 480 t, respectivamente. La captura de 2006, 735 t, ha sido la más alta registrada desde 1977. Los desembarques de 2013 fueron capturados con 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 (incluido el golfo de México) en 2002 alcanzaron las 2.014 t de atún rojo, el mayor nivel desde 1979. Sin embargo, las capturas en 2003-2008 descendieron abruptamente y Estados Unidos no capturó su cuota en 2004-2008 con capturas de 1066, 848, 615, 858 y 922 t, respectivamente. Las capturas se incrementaron en 2009, y para el periodo 2009-2011 fueron (incluyendo los descartes muertos comunicados) 1.273, 953 y 905 t, respectivamente. Las capturas de 2013, incluyendo descartes muertos, por arte, fueron: 45 t con arpón, 190 t con palangre, 43 t con cerco y 381 t con artes de caña y carrete y liña de mano combinados.

Japón: Japón utiliza el palangre para capturar atún rojo en el océano Atlántico. El número de buques que participa en la pesca de atún rojo en el Atlántico occidental ha descendido a menos de 10 buques después de 2009. Las capturas recientes en el oeste (aproximadamente 280-420 t en el año pesquero japonés) han fluctuado debido posiblemente a las reglamentaciones de ordenación. Los caladeros recientes de atún rojo han cambiado o se han reducido notablemente, debido a la introducción del sistema de cuotas individuales para los palangreros japoneses desde 2009 en el Atlántico occidental. La pesca de atún rojo en el Atlántico occidental suele comenzar normalmente a principios de diciembre. Sin embargo, en años recientes la actividad pesquera ha comenzado antes en la zona noroccidental, y algunos pescadores operaron en la zona norte y este de Florida/Banco de las Bahamas (área meridional ICCAT BF55/área septentrional de ICCAT BF61) desde diciembre hasta febrero si seguían teniendo cuotas individuales. En el momento en que agota su cuota individual, el buque deja de pescar. La captura de atún rojo del Atlántico occidental de la flota de palangre japonesa en los años civiles 2012 y 2013 se situó en 289 y 317 t, respectivamente.

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

La CAS y la CAA para el Atlántico occidental fueron generadas por la Secretaría utilizando los métodos descritos en los documentos SCRS/2010/119 (revisado) y Ortiz y Palma, 2011. Sin embargo, el equipo de evaluación descubrió un error en las estadísticas de CAS de 2011 enviadas por Estados Unidos. Aunque las estadísticas correctas se enviaron a la Secretaría poco después de que el error fuera descubierto, fue mucho después de la fecha límite del 31 de mayo de 2014, y el personal de la Secretaría no dispuso de tiempo suficiente para reconstruir la base de datos de CAS y recalculó la CAA. Tras consultar con el Presidente del SCRS, la Secretaría y los presidentes del Grupo de trabajo, se decidió que la mejor línea de acción era que el equipo de evaluación del oeste reconstruyera la CAS él mismo y reprodujera las estimaciones correspondientes de la CAA utilizando el mismo código empleado por la Secretaría (Ageit_BFT_ver4 R script). Estos análisis están documentados en un trabajo aparte (SCRS/2014/172).

El resultado del R-Script AgeIT_BFT_ver4 se utilizó también para generar la CAA parcial correspondiente a los índices de abundancia utilizados en la evaluación siguiendo las restricciones a las tallas y al mes especificadas en la **Tabla 7**. La CAA final y las matrices de la CAA parcial se presentan en el SCRS/2014/172 y se muestran también con los otros datos de entrada al VPA en el **Apéndice 5**.

4.3 Estimaciones de abundancia relativa

4.3.1 Índices de abundancia relativa e indicadores de la pesquería - Este

Durante la reunión de preparación de datos (en 2014), se presentaron y debatieron varios índices de CPUE. Aunque la información detallada sobre ellos puede encontrarse en el informe de la reunión de preparación de datos, esta sección incluye un resumen de los índices disponibles, así como alguna información nueva y la discusión planteada durante la reunión de evaluación.

En el documento SCRS/2014/054 se presentaban dos índices de cebo vivo (BB) del golfo de Vizcaya: un índice para un largo periodo agregado por edad, para el periodo 1952-2007, basado en información de mareas y un nuevo índice agregado por edad para el periodo más reciente, 2000-2013, basado en una base de datos de escala fina que incorporaba cuadernos de pesca diarios, mareas e información VMS. Se describían y consideraban en los análisis los efectos de las reglamentaciones en la CPUE, así como las variables tecnológicas y medioambientales. Ambos índices mostraban tendencias similares en el periodo de solapamiento. El principal reto para actualizar este índice se debió al hecho de que los buques de cebo vivo españoles vendieron su cuota durante los dos últimos años. Esto se superó incluyendo a la flota francesa de cebo vivo, aunque teniendo en cuenta que la cantidad de captura de la flota francesa es mucho menor que la de la española. La selectividad de la flota se vio también afectada por la reglamentación de talla mínima de 8 kg que entró en vigor en 2007. Esto justificó la separación del índice en tres periodos (1952-1963, 1964-2006 y 2007 en adelante) para usarlo en el VPA, como se hizo en la evaluación de 2012. Y se consideró la posibilidad de, como parte de los análisis de sensibilidad, abandonar los dos últimos años de la serie.

El documento SCRS/2014/045 facilitaba índices de abundancia de atún rojo de la pesquería palangrera japonesa en el Atlántico nororiental hasta el año pesquero 2014. El índice de abundancia del Atlántico nordeste mostraba una marcada tendencia ascendente desde el año pesquero 2009, y la talla del atún rojo capturado mostraba la contribución continua de la fuerte clase anual de 2003. El documento presentaba también los índices del Atlántico nororiental separados en dos periodos, con la separación en el año pesquero 2010. La razón para considerar la separación era debida a los rápidos cambios observados en los patrones de pesca de la flota, concentrándose la actividad en el Atlántico nororiental desde 2009, que corresponde al año pesquero 2010. Sin embargo, durante la reunión de preparación de datos de mayo de 2014, el Grupo indicó la existencia de un solapamiento de áreas y meses pescados en todo el periodo cubierto por la serie y de que, por tanto, el modelo de estandarización de la CPUE debería poder trabajar bien incluso después de una reducción en el número de observaciones. Además, los efectos estimados tiempo*área eran relativamente pequeños. En la reunión de preparación de datos, el Grupo concluyó que no merecía la pena separar la serie de CPUE y recomendó utilizar la serie continua para el caso base (como se hizo en la evaluación de 2012). Durante la reunión de evaluación, se mantuvieron discusiones adicionales sobre la separación del índice de palangre japonés en el Atlántico nororiental. El Grupo decidió no cambiar la decisión de la reunión de preparación de datos de utilizar el índice completo, pero se planteó alguna inquietud respecto a que la capturabilidad del índice podría seguir viéndose afectada por los cambios en las prácticas de pesca relacionados con la imposición de cuotas individuales. Por lo tanto, se incluyó como ensayo de sensibilidad un ensayo del modelo en el que este índice se separaba en 2010. El Grupo destacó encarecidamente que, debido al menor número de operaciones de pesca sobre la fuerte clase anual de 2003 a causa de una reducción sustancial de la cuota, era más difícil continuar facilitando series de CPUE estandarizadas fiables a partir del palangre japonés, que debe ser uno de los índices de abundancia más importantes para la evaluación de stock.

El documento SCRS/2014/060 presentaba, para el periodo 1981-2013, índices de abundancia relativa de atún rojo capturado por almadrabas españolas y marroquíes en el área cercana al estrecho de Gibraltar. El Grupo discutió el hecho de que el elevado valor de la CPUE estimado para 2013 podría deberse a grandes capturas de la fuerte clase anual de 2003. En este documento, solo se incluyó información de las almadrabas marroquíes para el último año de la serie temporal (2013), porque el seguimiento científico de las actividades pesqueras de las almadrabas españolas no pudo llevarse a cabo en 2013. En el caso de las almadrabas marroquíes, se indicó que la información sobre el número de atunes rojos liberados de las almadrabas es una información declarada voluntariamente por los operadores de almadrabas. El Comité solicita encarecidamente que se garantice el acceso a las almadrabas españolas en los próximos años para poder mantener la integridad del índice conjunto de las almadrabas españolas-marroquíes.

Durante la reunión de evaluación, se presentó un nuevo documento (SCRS/2014/168) en el que se actualizaba hasta 2014 el índice de abundancia relativa del atún rojo capturado por las almadrabas marroquíes en la zona cercana al estrecho de Gibraltar. El índice anual estandarizado mostraba un aumento importante desde 2012. El modelo se basó en la captura más que en la CPUE a causa de que la duración de la temporada de pesca era bastante constante históricamente. Sin embargo, desde 2010, la reducción del TAC acortó la temporada de pesca. Con el fin de intentar mantener una duración comparable de la temporada de pesca durante toda la serie temporal, los peces que entraban en las almadrabas después de haber agotado las cuotas y que eran posteriormente liberados se tuvieron en cuenta en el cálculo del índice. Esto compensó parcialmente las diferencias en las duraciones de la temporada de pesca de los últimos años. Sin embargo, el Grupo reconoció que, con el fin de tener en cuenta completamente este tema, sería necesario en el futuro usar una medición alternativa del esfuerzo y/o que el modelo se basara en la CPUE (por ejemplo, captura por día).

El Grupo reconoció también la existencia de índices de abundancia adicionales para el atún rojo del este que podrían usarse en futuras evaluaciones. Estos índices incluían un índice de abundancia de juveniles independiente de las pesquerías derivado de prospecciones aéreas en el golfo de León entre 2000-2003 y 2009-2013, series de CPUE de las almadrabas italianas para el periodo 1993-2010 (Addis *et al.* 2012), almadrabas portuguesas para el periodo 1998-2013 (SCRS/2014/046), cerco español desde 2000 (SCRS/2014/185) y, por último, un índice larvario (SCRS/2014/059) en el Mediterráneo occidental para el periodo 2001-2005 y 2012. En el informe de la reunión de preparación de datos puede encontrarse información adicional sobre los índices de abundancia disponibles.

Las series de CPUE utilizadas para calibrar el VPA oriental (**Tabla 8** y **Figura 9**) fueron: cerco de Noruega para las edades 10+, almadrabas marroquíes y españolas combinadas para las edades 6+, almadrabas solo marroquíes para las edades 6+, palangre japonés del Atlántico nordeste para las edades 4+, palangre japonés Atlántico este y Mediterráneo para las edades 6+ y el índice de cebo vivo español. Dado que el último índice cubría el periodo 1952-2011 durante el cual tuvieron lugar cambios en la selectividad (especialmente durante los periodos más

recientes debido a cambios en las reglamentaciones de ordenación), el Grupo decidió dividirlo en tres series: Cebo vivo español_1 (1952-1962, edades 5-6), cebo vivo español_2 (1963-2006, edades 2-3) y cebo vivo español_3 (2007-2011, edades 3-6). La definición del caso base, así como de los diferentes ensayos de sensibilidad basados en una selección y/o especificación diferente de la serie de CPUE se detallan en la sección "Métodos de evaluación de stock-este".

4.3.2 Índices de abundancia relativa - oeste

Para la actualización de 2014 se usaron los mismos doce índices que se utilizaron en las últimas evaluaciones (**Tabla 9**). Nueve de estos índices fueron actualizados y presentados en la reunión de preparación de datos de atún rojo de 2014 y tres de los índices eran históricos y no fueron actualizados (**Figura 8**). En la mayoría de las situaciones, los índices actualizados eran muy similares a los índices utilizados en la evaluación de stock de 2012, a excepción de algunas revisiones clave (**Figura 9**). Las formulaciones específicas para los índices actualizados permanecieron, en su mayoría, sin cambiar desde la reunión de preparación de datos de 2014 y, por tanto, solo se describen brevemente en el presente informe (véase más abajo). En dos casos, el GSL canadiense y el palangre pelágico estadounidense del golfo de México, se produjeron reconsideraciones que condujeron a un ensayo de sensibilidad que separaba el índice GSL entre 2006 y 2007 y a eliminar el primer periodo del índice de palangre pelágico estadounidense separado debido a la falta de información sobre PCAA para el primer periodo. Estas decisiones se tratan con mayor detalle más adelante.

El documento SCRS/2014/039 presentaba los dos índices de las pesquerías canadienses de caña y carrete, barrilete y arpón, a partir de dos zonas geográficas: suroeste de Nueva Escocia (SWNS) y parte meridional del golfo de San Lorenzo (GSL). Las actualizaciones a estos índices eran en su mayoría las mismas que en la evaluación de 2012 para el mismo periodo. Las tendencias recientes indican un descenso en SWNS y un aumento brusco en el GSL. Los análisis de la distribución de las mareas por día del año a lo largo del tiempo parecen reflejar un cambio en las prácticas de pesca alrededor de 2007, cuando la mayoría de las mareas del año se concentraron en un periodo muy corto (**Figura 10**). Empezando en 2011, se implementaron cuotas individuales (ITQ) que parecían distribuir el esfuerzo en el tiempo de manera más igualitaria. Se indicaron algunas inquietudes respecto a que estos cambios en la pesquería podrían haber dado lugar a cambios en la capturabilidad para el GSL que podrían no haber sido tenidos en cuenta en la estandarización del índice. Por ello, se propuso una separación del índice entre 2006 y 2007 como ensayo de sensibilidad.

Para estimar las selectividades de los índices GSL y SWNS, se derivó la PCAA obteniendo la captura por edad parcial específica de cada región. Inicialmente, la reunión de preparación de datos de 2014 recomendó usar la composición por edad directa disponible de la pesquería SWNS, pero dado que estos datos no estaban disponibles para toda la serie temporal, se tuvo que usar la PCAA. Además, la PCAA para el índice GSL se amplió de las edades 13-16+ a las edades 8-16+.

El documento SCRS/2014/055 presentaba tres índices de la pesquería de caña y carrete estadounidense estimados con un supuesto de error binomial negativo en lugar del supuesto delta-Poisson utilizado en el desarrollo previo de estos índices. Los diagnósticos del modelo indican un ajuste del modelo mejor con la nueva estructura de error que condujo a alguna ligera divergencia respecto a los índices de 2012. Dos índices históricos (US RR<145 y US RR>195) no fueron actualizados y permanecieron igual que en evaluaciones anteriores.

En el documento SCRS/2014/045 se presentaba un índice actualizado de la pesquería de palangre japonesa para el Atlántico norte occidental. Inicialmente, los autores recomendaron una separación de este índice en dos periodos después de 2010 debido a cambios en las zonas de pesca derivados de cuotas individuales (ITQ). La reunión de preparación de datos examinó las varianzas estimadas de los efectos aleatorios año*área y encontró que eran pequeñas en comparación con la varianza residual total, y también que las tendencias eran muy similares en las subáreas. Por lo tanto, las tendencias para el índice estandarizado no serían sensibles a la contracción de la pesquería y la reunión de preparación de datos recomendó mantener intacta la serie de CPUE para el caso base, al igual que se hizo en la evaluación de 2012. El índice continuo muestra aumentos bastante sustanciales en los tres últimos años.

En el documento SCRS/2014/058 se presentaba un índice de abundancia actualizado de atún rojo obtenido a partir de los informes de los cuadernos de pesca de la pesquería palangrera pelágica estadounidense en el golfo de México estadounidense para el periodo 1987-2013. El índice tiene en cuenta un cambio en la capturabilidad asociado con un cambio en 2011 a un anzuelo "débil" diseñado para liberar al atún rojo grande. Se recomendó una separación en este índice entre 1991 y 1992 debido a las reglamentaciones implementadas en 1992 para reducir el límite por marea un pez y que probablemente tuvieron como resultado cambios sustanciales en las

prácticas pesqueras que no pueden reflejarse en el modelo. La separación del índice de palangre pelágico estadounidense entre 1991 y 1992 requería el supuesto de que la PCAA para el periodo previo a 1991 era igual que para 1992-2013. La recomendación del equipo de análisis era eliminar la primera parte de la serie temporal ya que este supuesto de selectividad similar para los dos periodos era un supuesto fuerte.

En el documento SCRS/2014/057 se presentaba un índice independiente de la pesquería (GOM larvario) derivado de tasas de captura de atún rojo larvario en el golfo de México que fue usado en la evaluación. Este índice se calculó de manera similar a la de 2012 y se utilizó como aproximación de la biomasa reproductora del stock.

Otros dos índices históricos, uno del golfo de México (Anon. 2003) y otro basado en recuperaciones de marcas (Anon. 2003) no fueron discutidos muy exhaustivamente y se mantuvieron en su forma original.

Se entablaron varias discusiones respecto a las tendencias divergentes en los índices y a las posibles influencias de las reglamentaciones en los índices. El grupo discutió diferentes metodologías de ponderación que podrían usarse para tratar las señales contradictorias en estos índices o ayudar en la interpretación de las tendencias de CPUE. Sin embargo, se produjo un acuerdo general respecto a que esta ponderación diferencial sería difícil de lograr y a que los índices deberían ser igualmente ponderados de manera coherente con el carácter de actualización de la evaluación.

4.4 Marcado

Se presentaron, discutieron y consideraron para futuras evaluaciones de stock de atún rojo del Atlántico varios avances en los métodos de marcado de campo, nuevas observaciones de movimiento y métodos analíticos. Los documentos de investigación incluían avances en las marcas convencionales, las marcas electrónicas y las marcas naturales (parásitos y química de otolitos), así como análisis de la información sobre marcado para explorar las implicaciones de la mezcla del stock. Los continuos avances en el marcado y su aplicación contribuyen a mejorar nuestros conocimientos del movimiento y la mezcla del stock.

Se desarrolló un dispositivo personalizado para que buzos marcaran 57 atunes rojos a la vez que se grababa en video al ejemplar para derivar una estimación de la talla del pez (SCRS/2014/139). Se desarrolló una metodología similar para que buzos midieran y marcaran 70 atunes rojos reproductores en el mar Tirreno (SCRS/2014/189). Se probaron varios tipos de marcas convencionales y la talla se derivó usando un enfoque de red neuronal artificial con un error de medición de +/- 10 cm.

Un programa de marcado en el mar Adriático capturó atunes rojos en cerqueros y los mantuvo en jaulas durante un periodo de recuperación de 7 a 10 días antes de volver a capturarlos con caña y carrete o liña de mano para marcarlos (SCRS/2014/161). Se marcaron en total 1169 atunes rojos juveniles con diferentes tipos de marcas convencionales y electrónicas con una tasa de 233 por día. Se desarrolló una cuna para medir la talla y el peso y para implantar quirúrgicamente las marcas electrónicas. Se evaluaron las lesiones producidas por el marcado y se determinó que eran más importantes alrededor de la boca de los peces. La mayoría de los peces con marcas electrónicas permaneció en el Adriático, pero un ejemplar se desplazó hacia el Mediterráneo central.

Un programa de marcado en el estrecho de Gibraltar marcó 2671 atunes rojos con marcas espagueti y de doble barba y el 53% fue marcado dos veces con ambos tipos de marcas (SCRS/2014/136). Se marcaron también seis ejemplares con marcas satélite pop-up "Mini-PAT". La mayoría de las 33 recapturas realizadas hasta la fecha se produjo en la zona de marcado.

Un examen de las marcas satélite pop-up (PSAT) incluía información de 555 PSAT colocadas en atunes rojos utilizando cinco modelos de marcas desde 1997 a 2012 (SCRS/2014/178) y el rendimiento de las marcas fue muy variable. Las PSAT son aún muy caras, tienen múltiples fuentes de error, datos pobremente resueltos, hardware en evolución e interpretaciones confusas. El examen recomienda un diseño experimental robusto de colocación de marcas, un software transparente y de código abierto, una reducción del tamaño y del coste, innovaciones en la capacidad y repositorios de datos integrados.

Un programa de marcado electrónico colocó 130 marcas electrónicas en atunes rojos adultos y juveniles desde 2008 hasta 2013 en el Mediterráneo occidental y central y aguas de la costa atlántica de Marruecos (SCRS/2014/184). Se observaron dos patrones de comportamiento (migratorio y residente). Ninguno de los ejemplares del contingente residente aparente abandonó el Mediterráneo durante el periodo de seguimiento. Los migradores se trasladaron del Mediterráneo al Atlántico norte, y un pez cruzó el límite de stock de los grandes bancos. Ninguno de los peces marcados se desplazó hacia la cuenca del Mediterráneo oriental.

Se presentó un método basado en la telemetría para simular los movimientos de los ejemplares de atún rojo del Atlántico para apoyar la modelación operativa y evaluaciones de stock espacialmente explícitas (SCRS/2014/177). El modelo de simulación usa parámetros derivados de los movimientos y de la incertidumbre posicional de grupos de ejemplares marcados. Las matrices de movimiento construidas a partir de simulaciones basadas en la talla podrían utilizarse directamente en los modelos operativos que ya se están usando. La inclusión de datos de marcado de los recientes esfuerzos de marcado en el Atlántico este y el Mediterráneo facilitaría las comparaciones de la tasa de mezcla y proporcionaría una estimación más robusta de la población para su uso en evaluaciones de stock. Se planteó alguna inquietud respecto a la contaminación de la muestra de peces usada para derivar patrones de movimiento del grupo reproductor del oeste por parte de los peces del este marcados en el oeste. Esta inquietud podría resolverse accediendo a información genética o excluyendo a los peces marcados en las zonas de mezcla. El Grupo sugirió también realizar análisis de sensibilidad para evaluar la influencia de algunas decisiones de modelación, como por ejemplo la resolución temporal.

Se utilizó un modelo e simulación para explorar las consecuencias del movimiento y la estructura de población del atún rojo en la composición del stock y en la percepción de la abundancia del stock (SCRS/2014/170). Se consideraron especificaciones del modelo alternativas, incluido el uso de diferentes parametrizaciones del modelo de movimiento y dos supuestos predominantes de reclutamiento para la población occidental. La distribución espacial y temporal y la abundancia relativa de las poblaciones oriental y occidental eran sensibles a supuestos de régimen de reclutamiento y movimiento de la población, porque implican diferentes distribuciones espacio-temporales del recurso y la exposición a diferentes mortalidades por pesca. Se discutió la resolución espacial del modelo, así como la resolución espacio-temporal de los patrones de movimiento en el modelo. El marco de trabajo actual representa un modelo de complejidad intermedia que no representa todo el espectro de complejidad de los patrones de movimiento.

5 Métodos y otros datos pertinentes para la evaluación

El plan de trabajo para 2014 establecía que la evaluación de stock debería centrarse en actualizar los análisis realizados en 2012 y que se usaron para formular el asesoramiento en materia de ordenación (SCRS 2014). No obstante, con el fin de mejorar evaluaciones futuras se presentaron diversos documentos metodológicos.

5.1 Métodos - stock del Atlántico este y Mediterráneo

5.1.1 Especificaciones del VPA aplicadas al stock del Atlántico este y Mediterráneo

Dado que la evaluación de 2014 era una actualización de la evaluación de stock de 2012, el Grupo ejecutó el mismo modelo, es decir ADAPT VPA (tal y como se implementa en VPA-2box), con las especificaciones técnicas más similares posibles y nuevos datos actualizados en 2014. El Grupo inició los análisis con el caso base de 2012 para confirmar el ensayo 2 de la evaluación de 2012, que fue utilizado como base para el asesoramiento científico de 2012 (véase la **Tabla 10**). Los ensayos denominados caso base de 2012 Updated y Updated 1 son similares al ensayo 2 de 2012 pero utilizan los datos actualizados hasta 2011 y 2013 respectivamente. Durante el proceso de actualización, se encontró un problema de convergencia, por ello se buscó el mínimo global en todos los ensayos utilizando 100 valores semilla aleatorios diferentes que se utilizaron para producir parámetros iniciales aleatorios del procedimiento de minimización. El conjunto acordado de ensayos se especifica en la **Tabla 10**.

El ensayo de continuidad (ensayo 5 del SCRS/2014/113) de la evaluación de 2012 se llevó a cabo con datos de captura por edad para los años 1950-2013 y el Grupo acordó usar este ensayo como base para la evaluación de 2014. Este ensayo incluye los siguientes índices de CPUE (véase la sección 4): almadras hispano-marroquíes (1981-2013, edades 6+), palangre japonés en el Atlántico este y el Mediterráneo (1975-2009, edades 6+), cerco noruego (1955-1979, edades 10+), palangre japonés en el Atlántico noreste (1990-2013, edades 4+) y cebo vivo español. El índice histórico se utilizó para calibrar los periodos 1952-1962 y 1963-2006 y el índice más nuevo para el 2007 en adelante. Después de varias discusiones en el Grupo sobre las CPUE (véase la sección 4), se decidió eliminar el valor 2013 en el índice de las almadras españolas-marroquíes.

El resto de especificaciones continuaron siendo las mismas que en 2012. Se aplicó una limitación de 3 años a la vulnerabilidad ($sd=0,5$ véase Walter JF. Y Porch CE., 2012 para más detalles) y una limitación de 2 años al reclutamiento ($sd=0,5$) (para más detalles consultar el manual del VPA-2box disponible en el catálogo de software de ICCAT). Todos los índices de CPUE fueron ponderados igualmente y se estimaron las F del año

terminal para las edades 1 a 9. Las ratios de F se fijaron igual que en 2010 y 2012, 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 que el utilizado para el stock del este desde 1998, es decir un vector específico de la edad pero que no varía en el tiempo (0,490, 0,240, 0,240, 0,240, 0,240, 0,200, 0,175, 0,150, 0,125, 0,100 para las edades 1 a 10, respectivamente).

Se investigó un conjunto de especificaciones diferentes para probar la sensibilidad del VPA a la elección de la serie de CPUE. El Ensayo Update1_Split_JP era similar al ensayo Update 1 pero separaba el índice del palangre japonés del Atlántico nororiental en dos periodos, 1990-2009 y 2010-2013 (SCRS/2014/045). El ensayo Update1_2yrBB era similar al ensayo Update 1 pero excluía los dos últimos años del índice de cebo vivo español. El ensayo Update 1 aerial era similar al ensayo Update 1 pero incorporaba el índice de la prospección aérea. El ensayo CR_Split_JP explora la sensibilidad del ensayo Update 1 para separar el índice de palangre japonés del Atlántico nororiental y eliminar el último año en el índice de almadrabas combinado de España-Marruecos. El Grupo exploró además el ensayo CR_Mo_TP que era similar al ensayo Update 1 pero utilizaba la CPUE de las almadrabas marroquíes para las edades 10+ en lugar del índice de almadrabas combinado español-marroquí (véase la sección 4).

Además, se investigó un conjunto de especificaciones diferentes para probar la sensibilidad del VPA basado en el ensayo de continuidad, que había sido explorado en evaluaciones anteriores. En el ensayo CR_est_Fratio_v1 las ratios de F se estimaron anualmente (sd= 0,2, para más detalles consultar el manual del VPA-2box del catálogo de software de ICCAT). La ratio de F en el ensayo CR_est_Fratio_v2 se estableció para que fuera igual a los resultados del análisis de la curva de captura (SCRS/2014/115). Por último, el ensayo CR_+Group_16 consideraba un grupo plus más mayor (edad 16+) con las ratios de F fijadas (=1).

El ensayo de continuidad para la base de la evaluación de 2014 consideraba dos escenarios de captura, es decir, el escenario de captura declarada y aumentada. El escenario de captura aumentada utiliza una CAA aumentada de la misma forma que se hizo en las evaluaciones de 2008, 2010 y 2012 (es decir, captura extrapolada a 50.000 t desde 1998 a 2006 y a 61.000 t en 2007, sin captura aumentada desde 2008 hasta 2013).

Además de todos los ensayos para la evaluación actualizada, el Grupo trató de explorar los resultados de los ensayos preliminares (CR_New_CAA) utilizando una CAS y CAA totalmente revisadas con las mismas especificaciones del ensayo de continuidad. Sin embargo, el Grupo no pudo revisar completamente los resultados de la evaluación piloto porque dedicó la mayor parte del tiempo de la reunión a la actualización de la evaluación en un corto periodo de tiempo. Por tanto, los resultados serán investigados más en profundidad en futuras reuniones.

5.2 Métodos – Oeste

5.2.1 VPA aplicado al Atlántico occidental

Se llevaron a cabo análisis de población virtual (VPA) ajustados utilizando el programa VPA-2box descrito en el catálogo de software de ICCAT. Las especificaciones de parámetros utilizadas en el caso base y de continuidad del modelo VPA de 2014 eran idénticas a las utilizadas en el caso base del modelo de 2012. Se utilizaron los mismos conjuntos de datos, aunque en unos pocos casos los índices de abundancia se calcularon de forma un poco diferente a 2012 (véase el informe de la reunión de preparación de datos de 2014). Esta sección examina los detalles de estas especificaciones. El lector puede consultar la Tabla 11 para ver un resumen de las especificaciones de parámetros para los ensayos del VPA y la Tabla 7 para las especificaciones de la CAA parcial relacionada con los índices de abundancia y para una lista de revisiones desde el ensayo de continuidad al caso base del VPA revisado.

Especificaciones generales

La clase de edad mayor representa un grupo plus (edades 16 y mayores) y la tasa de mortalidad por pesca (F) sobre esta edad se especifica como el producto de la tasa de mortalidad por pesca sobre la anterior edad más joven (F_{15}) multiplicada por un parámetro de "ratio de F" que representa la ratio entre F_{16} y F_{15} . Para los modelos de 2010, 2012 y 2014, la ratio de F se preespecificó en 1,0 para todo el periodo ya que no hay razón para esperar que la selectividad difiera entre los peces de edad 15 y los mayores (el crecimiento es relativamente lento en esta edad y todos los animales son plenamente maduros).

Las tasas de mortalidad por pesca para cada edad en el último año del VPA (excepto la edad mayor) se estimaron como parámetros libres, pero sujetos a una limitación que restringe la cantidad de cambio en el patrón de vulnerabilidad durante los tres años más recientes con una desviación estándar de 0,5 (véase Walter JF. and Porch CE., 2012 para más detalles).

Los índices de abundancia se ajustaron asumiendo una estructura de error lognormal y una ponderación igual (es decir, el coeficiente de variación estaba representado por un parámetro estimado único para todos los años y todos los índices). Se asumió que los coeficientes de capturabilidad (escalación) para cada índice eran constantes durante la duración de ese índice y se estimaron mediante la correspondiente fórmula de verosimilitud concentrada.

Se asumió que la tasa de mortalidad natural (M) era independiente de la edad ($M=0,14 \text{ yr}^{-1}$) al igual que en evaluaciones anteriores. El vector de madurez utilizado en las evaluaciones anteriores asumía que las edades 1 a 8 eran inmaduras y que las edades 9 y mayores eran plenamente maduras.

- Especificaciones detalladas para el caso base y ensayos alternativos de 2014

Esta sección detalla todas las especificaciones del modelo examinadas durante la evaluación. Cabe señalar que el ensayo 4 (más abajo) fue elegido por el Grupo como caso base porque repetía más cercanamente las especificaciones del caso base de la evaluación de 2012 y a la vez incorporaba todas las modificaciones recomendadas durante la Reunión de preparación de datos de atún rojo de 2014.

- Ensayo de continuidad 0: Este ensayo se adhería más estrictamente a las especificaciones del caso base de la evaluación de 2012 con los datos actualizados en 2014, incluyendo la CAA, la CAA parcial, el peso por edad y los índices de abundancia. Se produjeron algunos pequeños cambios relacionados con los índices de abundancia: 1) Los índices de RR de Estados Unidos fueron calculados utilizando un supuesto de distribución de error binomial negativo en lugar del supuesto delta-Poisson (SCRS/2014/055) y 2) el índice de palangre pelágico de Estados Unidos en el golfo de México fue ajustado por el efecto de un "anzuelo débil" introducido en 2011 (SCRS/2014/058). Cabe señalar que este ensayo utilizaba la versión continua del índice de palangre pelágico de Estados Unidos, es decir, sin separar la serie en 1992 (véase la descripción del ensayo 3).
- Ensayo 1: Como el ensayo 0, pero sustituía la CAA parcial de los índices canadienses del golfo de San Lorenzo y del sudoeste de Nueva Escocia mediante un filtrado espacialmente explícito para que se correspondieran de forma más adecuada con los datos utilizados en la estandarización de los índices (véase la **Tabla 7**).
- Ensayo 2: Como el ensayo 1 pero los índices canadienses del golfo de San Lorenzo y del sudoeste de Nueva Escocia se consideraron índices para las edades 8-16+ (13-16+ en evaluaciones anteriores) y para las edades 5-16+ (8-14 en evaluaciones anteriores), respectivamente basados en los resultados de la determinación de edad de otolitos presentados durante la reunión de preparación de datos.
- Ensayo 3: Como el ensayo 2 pero "separando" el índice de palangre pelágico de Estados Unidos en dos periodos, 1987-1991 y 1992-2013. El Grupo de trabajo de preparación de datos recomendó separar este índice a causa de las importantes reglamentaciones de ordenación que se introdujeron en 1991. Tras una revisión de la información sobre la CAA parcial disponible, se determinó que no se disponía de datos de talla completos para el golfo de México para los años anteriores a 1992, y por tanto, no se podía crear para dichos años una CAA parcial precisa. Por lo tanto, este ensayo fijaba la selectividad de la primera parte del índice, 1987-1991, en la selectividad estimada para el índice de palangre pelágico de Estados Unidos a partir del ensayo 2 (véase también el ensayo 4).
- Ensayo 4: Como el ensayo 2, pero no utilizaba el primer periodo (1987-1991) del índice de palangre pelágico de Estados Unidos recientemente elaborado "separado". Este ensayo representaba el caso base del modelo.
- Ensayos 5-16: Análisis de sensibilidad jack-knife. La influencia de varios índices de abundancia en los resultados del caso base del modelo fue examinada eliminando un índice cada vez, ejecutando el VPA con las mismas especificaciones del modelo y comparando varias estadísticas de referencia.
- Ensayo 17: Se llevó a cabo un análisis retrospectivo para el caso base del modelo (ensayo 4) eliminando secuencialmente los datos de entrada de captura y los índices de abundancia en incrementos anuales, remontándose hasta 2008.
- Ensayo 18: Análisis de sensibilidad del índice canadiense del golfo de San Lorenzo. Se examinó la influencia en los resultados del caso base del modelo del punto de datos de 2010 para el golfo de San Lorenzo incluyéndolo en el archivo de datos.

- Ensayo 19: Análisis de sensibilidad de la mortalidad natural. Se examinó la influencia de la mortalidad natural en los resultados del caso base del modelo asumiendo la mortalidad por edad estimada del stock oriental (dependiente de la edad) como opuesta a la mortalidad natural constante de 0,14.
- Ensayos 20-21: Análisis de sensibilidad del calendario de madurez. Se examinó la influencia de dos calendarios de madurez en los resultados del caso base del modelo asumiendo a) la madurez por edad temprana estimada del stock oriental, así como b) la madurez por edad tardía de los peces 9 a 16 (0% a edad 8, aumentando logísticamente hasta el 100% en la edad 16 tal y como se describe en el Anon. 2011).
- Ensayo 22: Análisis de sensibilidad de la CAA parcial de la prospección de larvas del golfo de México. La CAA parcial del índice larvario se estableció en un nivel igual al calendario de madurez del caso base del modelo.
- Ensayo 23: Análisis de sensibilidad de los valores iniciales del parámetro F terminal. Se parametrizó el VPA para estimar las F terminales en lugar de las abundancias, limitado entre 0,001 y 4 con un valor inicial de 0,2.
- Ensayo 24: Análisis de sensibilidad de los supuestos del parámetro de ratio de F. El caso base del modelo fijaba la ratio de la mortalidad por pesca en el grupo plus (edades 16+) en un valor igual a las estimaciones anuales de la edad 15. Este análisis fijaba solo la ratio de F en el primer año en 1, y estimaba la ratio de F para cada año posterior utilizando un desarrollo aleatorio con un parámetro de desviación = 0,6.
- Ensayo 25: CAA alternativa con CAA parcial e índices estimados utilizando una clave edad-talla media preliminar basada en peces cuya edad se determinó a partir de otolitos recopilados entre 2009 y 2012. Esta clave se utilizó para determinar la edad de peces de más de 98 cm y se utilizó el método de separación de cohortes del programa AgeIt_BFT_Ver4 para peces inferiores a 99 cm. En coherencia con el caso base del VPA se asumió un grupo plus de 16 y superiores. Para más detalles véase la Sección 5.2.4.
- Ensayo 26: Análisis de sensibilidad que separaba el índice canadiense del golfo de San Lorenzo en dos periodos, 1981-2006 y 2007-2013, para tener en cuenta un posible cambio en la capturabilidad y en la selectividad de la pesquería (véase la sección 4.3.2).

5.2.2 Modelos de evaluación alternativos aplicados al stock del Atlántico oeste

Se presentaron dos modelos de evaluación de stock alternativos para el atún rojo del Atlántico occidental: un modelo estadísticos de captura por talla (SCAL, véase el SCRS/2014/188 y el SCRS/2014/195) y un modelos de producción excedente en situación de no equilibrio (ASPIC versión 5.34, SCRS/2014/183). El modelo de captura por talla relajaba el supuesto de que la estructura de edad de la captura se conoce sin error y evita la necesidad de inferir la edad a partir de la talla utilizando la separación de cohortes. El modelo de producción excedente es mucho más simple que el VPA o el SCAL, reduciendo enormemente el número de parámetros que deben estimarse pero a expensas de ignorar los procesos dependientes de la edad. Los autores de estos dos documentos indicaron que los resultados eran aún preliminares, pero el Grupo consideró que eran herramientas potencialmente útiles para interpretaciones alternativas de los datos.

5.2.3 Desarrollo de la clave edad talla

Como paso preliminar para incorporar la información de determinación directa de la edad y la información biológica mejorada obtenida en el GBYP, se llevó a cabo un ensayo de sensibilidad VPA utilizando una clave edad-talla estática (en lugar de específica del año) (ALK) (**Figura 11**). Teniendo en cuenta que el objetivo final es obtener ALK específicas del año, este ensayo VPA representa un puente entre la actual separación de edades y una ALK dinámica. Como tal, podría ser útil para evaluar las posibles sensibilidades del VPA al uso de una ALK. La clave edad-talla se obtuvo a partir de lecturas directas de otolitos de 1070 peces que oscilaban entre 51 y 311 cm de talla, recopilados entre 2009 y 2012 (**Figura 12**). Se determinó la edad de los peces utilizando protocolos de determinación de la edad evaluados en el SCRS/2014/038.

6 Resultados del estado del stock

6.1 Estado del stock – Este

6.1.1 Resultados del VPA

La actualización del caso base de 2012, utilizando la CAA actualizada (que solo incluye algunos cambios en 2011, especialmente en las edades 2 y 3), la CAA, la CAA parcial actualizada (PCAA) y la CPUE actualizada

produjo fuertes diferencias en comparación con el caso base de 2012, especialmente en lo que se refiere a la magnitud de la recuperación de la SSB. La SSB alcanzó aproximadamente 300.000 t en el caso base de 2012 respecto a las 520.000 t de la actualización de este ensayo (**Figura 13**). Se han realizado varias investigaciones para entender las causas de esta significativa diferencia y parecen deberse en primer lugar a los pequeños cambios en la CAA y en segundo lugar al procedimiento de convergencia de parámetros. En otras palabras, la magnitud de la recuperación de la SSB es muy sensible a ligeros cambios en la CAA y a supuestos técnicos, lo que indica una fuerte inestabilidad del VPA.

La actualización del caso base de 2012 (ensayo Update 1) se llevó a cabo utilizando los datos actualizados hasta 2013 y las especificaciones de parámetros descritas en la **Tabla 11**. Las especificaciones técnicas y los datos de CPUE utilizados son muy cercanos a los utilizados en el ensayo base de la evaluación de 2012. Cabe señalar, no obstante, que la CPUE de las almadrabas hispano-marroquíes no es exactamente una actualización de la serie usada en 2012, ya que no hay datos de las almadrabas españolas desde 2012 (véase la sección de CPUE). Como el Grupo decidió utilizar el ensayo de continuidad más cercano posible al caso base de 2012, este ensayo incluye la misma serie temporal de CPUE actualizada hasta 2013, excepto por las almadrabas que se truncaban hasta 2012.

En el ensayo de continuidad (CR) que constituye la base de la evaluación de 2014, los resultados del VPA son cercanos a los del caso base de 2012. La F para las edades más jóvenes (es decir, 2 a 5) presentaba un aumento continuo hasta finales de los 90 y posteriormente presentaba un brusco descenso hasta alcanzar niveles muy bajos desde finales de la primera década de los 2000 (**Figura 14**). Este resultado no era sorprendente ya que la captura declarada en las edades 2 y 3 había descendido mucho (es decir, era aproximadamente un 10% o menos de lo que era antes de 2007) en los años más recientes en respuesta a las nuevas reglamentaciones sobre talla mínima implementadas en 2007. Todos los demás ensayos presentaban resultados similares para F en las edades 2-5.

La mortalidad por pesca para el atún rojo grande (F10+) en el ensayo de continuidad mostraba un descenso inicial correspondiente al descenso de la pesquería de cerco noruega y a las pesquerías de almadrabas a principios de los 60 y a un aumento posterior debido al desarrollo de las pesquerías de cerco del Mediterráneo desde mediados de los 80. La F más elevada en las edades 10+ se producía desde mediados de los 90 hasta mediados de la primera década de los 2000, hasta alcanzar valores elevados (aproximadamente 3 veces M para estas edades). Desde 2008, hay un descenso rápido en F10+ como ya se indicó en las evaluaciones de stock de 2010 y 2012 (**Figura 14**). Este descenso parece ser el resultado del fuerte descenso en la captura declarada de peces mayores desde 2008 (que incluso se aceleró en los cuatro últimos años). Este fuerte descenso fue confirmado por los análisis retrospectivos (**Figuras 15 y 16**) y es conforme a los análisis de la curva de captura realizados en 2012 y actualizados en 2014 (véanse Kell *et al.* 2013 y SCRS/2014/115).

En el ensayo de continuidad la SSB alcanzó más de 300.000 t a finales de los 50 y principios de los 70, y posteriormente descendió hasta aproximadamente 150.000 t. Desde finales de la primera década de los 2000 en adelante, la SSB presentó un aumento sustancial, hasta 585.000 t (**Figura 14**). Sin embargo, la actualización del caso base de 2012 hasta 2011 demostró que la magnitud (es decir, el valor de la SSB en el año terminal) varía mucho con pequeños cambios en la CAA o supuestos técnicos. Por lo tanto, dicho gran aumento debe tomarse con precaución. El reclutamiento (edad 1) al inicio de la serie temporal variaba entre 2 y 6 millones de peces, cayó hasta aproximadamente 1 millón de peces a principios de los 60 y a continuación se produjo un aumento constante hasta valores máximos en los 90 y principios de la primera década de los 2000. Debido a cambios operativos en los tres últimos años, no fue posible estimar de manera fiable el reclutamiento reciente a partir del análisis de la captura por edad y no se muestran los datos para las tres últimas clases anuales (**Figura 14**). Sin embargo, el índice local de reclutamiento en el golfo de León, estimado mediante prospecciones aéreas, podría indicar un mayor reclutamiento en el periodo reciente (Fromentin, 2013). La **Figura 49** describía la relación stock reclutamiento.

El ensayo de continuidad se investigó más en profundidad utilizando una CAA aumentada de la misma forma que se hizo en la evaluación de 2012 (es decir, captura extrapolada a 50.000 t desde 1998 a 2006 y a 61.000 t en 2007, pero desde 2008 no se aumentó la captura declarada). Los resultados de los ensayos con la captura aumentada eran similares a los de los ensayos con la captura declarada, excepto por las trayectorias de SSB (**Figura 14**). En el ensayo que utiliza la captura declarada, la tendencia de la SSB durante 1975-2005 presentaba en su mayoría un descenso continuo seguido de un aumento desde finales de la primera década de los 2000 mientras que el escenario de captura aumentada presentaba un descenso brusco durante 1975-1985 seguido de un nivel estabilizado de la SSB, cuando los desembarques alcanzaron el mayor valor histórico entre 1985 y 2005, y un aumento desde entonces. La biomasa reproductora era aproximadamente la misma en 2013 en los escenarios de captura declarada y aumentada. Estos resultados son también conformes con los de la evaluación de stock de 2012.

El Grupo examinó también los resultados de un análisis de sensibilidad de los datos y de los parámetros utilizados para examinar posibles efectos de incertidumbres estructurales no tenidas en cuenta en el ensayo de continuidad (es decir, supuestos acerca de la elección de la serie de CPUE, captura aumentada y declarada, ratios de F, edades terminales y reclutamiento véase la **Tabla 7** y las **Figuras 17-19**). Cambiar las ratios de F condujo a una percepción del estado del stock diferente, un resultado que también se había producido en las evaluaciones de stock de 2010 y 2012 (**Figura 18**). En general, todos los ensayos de sensibilidad confirmaron la fuerza en las F y la recuperación del stock en años recientes, pero la velocidad y magnitud de este aumento en la SSB sigue siendo sensible a los supuestos técnicos, como las ratios de F, pequeños cambios en la CAA y la elección de la serie de CPUE, como ocurría en la evaluación de stock de 2012 (**Figuras 17 y 18**). Por ejemplo, solo la separación del índice japonés de palangre en los años recientes introduce un cambio en el nivel de la SSB terminal de aproximadamente el 20%. Los ensayos más optimistas, como el CR o CR_Group16, conducían a una SSB final que era el doble que el pico histórico, mientras que otros ensayos, como el CR_est_Fratio, conducían a una SSB final del nivel del pico histórico (**Figura 18**).

La inspección del diagnóstico identificó varios problemas con los ensayos, especialmente debidos, como se resaltó en evaluaciones anteriores, a la calidad de los datos. Por ejemplo, la falta de una señal de cohorte en la CAA (SCRS/2014/115) y la dificultad de los índices de CPUE de seguir los cambios recientes en la abundancia de atún rojo del Atlántico este debidos a la ordenación que han afectado directamente a la captura, al esfuerzo y a la selectividad por edad en las pesquerías (véase la sección de CPUE). La escasa calidad de los datos se traduce en una elevada sensibilidad del VPA a los supuestos técnicos y a cambios menores y ruido en la CAA y en los índices de CPUE.

Se utilizó el bootstrap para estimar la incertidumbre de cada ensayo. Sin embargo, el bootstrap también es útil para identificar parámetros muy correlacionados o mal definidos y la ausencia de convergencia del modelo (SCRS/2014/072). Deben tenerse en cuenta los supuestos estadísticos, a saber, se asume que, en el bootstrap, las observaciones sucesivas en una serie temporal de datos no están correlacionadas y proceden de una distribución idéntica independiente (dii). Es poco probable que estos supuestos sean totalmente reales, y sus fallos (mediante, por ejemplo, la presencia de una autocorrelación positiva), significan probablemente que los resultados están sesgados y que, por tanto, subestiman la incertidumbre y el riesgo. Se suprimió aproximadamente el 40% de los bootstraps de los diagramas de fase y las matrices de estrategia de Kobe cuando se halló que una simulación era mala. Los criterios para establecer que una simulación era mala fueron: que cualquier parámetro alcanzará sus límites, que hubiera predicciones de tamaño de stock negativo o que la función objetiva difiriese en gran medida del mejor ajuste a los datos originales.

Los ajustes a los índices de CPUE disponibles siguieron siendo pobres. Este era también el caso en las evaluaciones pasadas, con pesadas tendencias temporales en los residuos para la mayoría de los índices de CPUE. Este es especialmente el caso para la CPUE del cebo vivo español debido a las recientes reglamentaciones de ordenación que han cambiado la selectividad de esta pesquería. Los patrones residuales permanecieron relativamente constantes en todos los ensayos diferentes (**Figura 20**). Los valores observados y previstos se comparan en la **Figura 21**, y permiten una rápida comprobación de qué índices están correlacionados con las estimaciones de población, la línea negra es la línea $Y=X$ y la línea azul es una regresión lineal ajustada a los datos, si un índice es muy cercano a los resultados del VPA, entonces las líneas azul y negra coincidirán. Ninguno de los índices de CPUE mostró un buen ajuste, con la excepción del índice de CPUE japonés en los últimos años, pero este índice solo incluye cuatro puntos. Dado que el procedimiento de bootstrap remuestreaba los residuos procedentes de los ajustes a la CPUE, este ajuste mediocre afecta también en gran medida a las proyecciones (véase más adelante y el documento SCRS/2014/072).

Se llevó a cabo un análisis retrospectivo para el VPA remontándose a 2008. Los patrones retrospectivos no mostraban ningún sesgo importante, aunque sí había variaciones importantes en algunos casos (**Figuras 15-16**). Las mayores incertidumbres se observaron en las estimaciones terminales de la mortalidad por pesca en las edades 2-5 y en el reclutamiento, mientras que las estimaciones de F 10+ eran más satisfactorias para los diferentes ensayos. Esto podría reflejar la dificultad de los índices de CPUE de tener en cuenta correctamente los cambios en las pesquerías debidos a cambios en las reglamentaciones de ordenación, que crearon incertidumbres mayores para dichos años. Cabe señalar también que la captura declarada de edad 1 ha sido muy baja desde 2008 y casi igual a cero desde 2010, lo que afecta a los resultados del VPA. El Comité indicó que esta es la primera evaluación en la que se estiman clases anuales extraordinariamente grandes en 2004-2007 (superiores en más de un 40% a los reclutamientos máximos observados en el resto de la serie temporal de 64 años) y que estas elevadas estimaciones se deben en su mayoría a las tendencias recientes de los dos índices dependientes de la pesquería para los peces mayores. Por lo tanto, hay que ser cautos hasta que estas estimaciones tan elevadas de reclutamiento para estas clases anuales puedan confirmarse.

El diagrama de Kobe muestra la situación actual del stock según dos puntos de referencia, la biomasa reproductora si la mortalidad por pesca es igual a $F_{0,1}$ ($B_{F_{0,1}}$) y la mortalidad por pesca ($F_{0,1}$) (**Figura 22**). Las líneas son las medianas de $F/F_{0,1}$ y $SSB/SSB_{F_{0,1}}$ y corresponden al nivel de reclutamiento asumido. El patrón de las trayectorias era similar independientemente de los patrones de selectividad seleccionados pero era altamente dependiente de las hipótesis sobre el reclutamiento. Para todos los escenarios y bootstraps, F en 2013 se halla muy clara y notablemente por debajo de $F_{0,1}$ (**Tabla 12**). Estos resultados coinciden con los resultados de la evaluación de stock de 2012 y confirman que las tasas actuales de explotación se sitúan probablemente muy por debajo del objetivo de referencia. La percepción de la recuperación del stock sigue dependiendo de la hipótesis de reclutamiento, tal y como sucedía en 2012 (**Figura 22**). Bajo la hipótesis de reclutamiento bajo, el stock se habría recuperado plenamente en 2013, ya que todos los puntos finales se hallan en el cuadrante verde. Respecto a la hipótesis de reclutamiento alto, la SSB se sitúa por debajo de $B_{F_{0,1}}$ y las trayectorias se encuentran principalmente en el cuadrante amarillo inferior izquierdo (lo que indica que el stock está sobrepescado pero no se está produciendo sobrepesca). El escenario de reclutamiento medio se halla entre el escenario de reclutamiento bajo y alto, con aproximadamente 1/4 del punto final en el cuadrante amarillo y 3/4 en el verde.

Las estimaciones de la situación actual del stock en relación con los elementos de referencia del RMS llevan a la conclusión de que F_{2013} era inferior al objetivo de referencia $F_{0,1}$, ya que $F_{2013}/F_{0,1}$ es aproximadamente 0,40 para el escenario de captura declarada y 0,36 para el escenario de captura aumentada (**Tabla 13**). La SSB era aproximadamente el 110% de la biomasa prevista en el marco de una estrategia de $F_{0,1}$ utilizando la captura declarada (de 67% a 160%, dependiendo de la hipótesis sobre el nivel de reclutamiento, **Tabla 13**). En el escenario de captura aumentada, la SSB era aproximadamente el 111% (entre 55% y 174% dependiendo de la hipótesis sobre el nivel de reclutamiento) de la biomasa que se prevé en el marco de una estrategia de $F_{0,1}$ (**Tabla 13**). Dicho de otro modo, las estimaciones recientes de F y SSB indican que el plan de recuperación habría cumplido sus objetivos en 2013, a saber F_{2013} muy inferior a $F_{0,1}$ y SSB_{2013} , se situaría, como promedio, en el nivel de referencia. Sin embargo, los resultados del VPA siguen siendo muy inestables debido a los ajustes mediocres y dichos resultados tienen que confirmarse mediante análisis adicionales que utilicen otros enfoques de modelación que no sean el VPA actual.

6.2 Estado del stock – Oeste

Esta sección resume los resultados de los análisis del VPA descritos en la Sección 5.2. Los archivos de entrada y de salida del software VPA-2BOX para el caso base del VPA (ensayo 4) se incluyen como **Apéndice 5**. El informe de los resultados incluye una descripción completa de los resultados del VPA, lo que incluye la matriz de las tasas de mortalidad por pesca estimadas, la abundancia por edad, la biomasa del stock, el reclutamiento, los ajustes a los índices, las selectividades estimadas de los índices, los ratios de F y la F por edad en el año terminal.

6.2.1 Diagnósticos

Los ajustes a los índices de abundancia para el caso base del modelo VPA de 2014 (Ensayo 4) se muestran en la **Figura 23** y se comparan con los del caso base del modelo de 2012 en la **Figura 24**. Los ajustes a los índices de abundancia relativa fueron similares en el caso base de los modelos de 2012 y 2014, con un notable incremento en las estimaciones del modelo para los índices canadiense del suroeste de Nueva Escocia, de caña y carrete de Estados Unidos > 177 cm y de palangre estadounidense del golfo de México (**Figura 24**).

Los ajustes a los índices procedentes de los análisis de sensibilidad jack-knife (en los que se excluyeron los índices de abundancia relativa de uno en uno) fueron similares a los del caso base del modelo (**Figura 25**), incluso cuando se suprimieron los índices con mayor influencia (GSL canadiense o RR >177 cm de Estados Unidos). Los ajustes a los índices para los ejemplares grandes (GSL canadiense, suroeste de Nueva Escocia canadiense, caña y carrete >177 cm de Estados Unidos, palangre japonés área 2, y palangre del golfo de México de Estados Unidos) presentaban generalmente un aumento en años recientes. Esta tendencia ascendente era aún más clara cuando se eliminaba el índice de caña y carrete >177 cm de Estados Unidos, ya que este índice es el que sugería un descenso en la abundancia de peces mayores durante la última década. La tendencia ascendente en los ajustes a los índices para ejemplares grandes era menos obvia cuando se retiraba el índice de GSL canadiense. Los ajustes del modelo eran similares a los del caso base del modelo para la mayoría de los demás ensayos de sensibilidad y, por tanto, no se muestran.

Se elaboraron los histogramas de las estimaciones por bootstrap de la situación del stock de 2013 en relación con el rendimiento máximo sostenible (RMS) a partir del ensayo base del modelo para examinar el sesgo y la normalidad de la distribución. Para las estimaciones tanto del escenario de alto como de bajo reclutamiento de $F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$, la mediana de los bootstraps tendía a ser inferior a la estimación puntual, lo que implica que la estimación puntual podría subestimar el valor real (**Figura 26**). Por el contrario, las medianas de $SSB_{2013}/SSB_{\text{RMS}}$ obtenidas por bootstrap tendían a ser ligeramente superiores a la estimación puntual, lo que implica que la estimación puntual podría de alguna forma superestimar el valor real.

Se llevó a cabo un análisis retrospectivo para el ensayo base eliminando secuencialmente los datos de entrada de captura y los índices de abundancia en incrementos anuales, remontándose a 2008 (**Figura 27**). La tendencia a largo plazo en la SSB estimada no era muy sensible a la eliminación retrospectiva de los datos, sin embargo, se estimó un descenso sistemático en la SSB reciente a medida que los datos se eliminaban secuencialmente, especialmente cuando se excluían los dos años de datos más recientes. Un análisis retrospectivo de la sensibilidad jack-knife del índice canadiense del golfo de San Lorenzo demostró que el sesgo retrospectivo observado en el caso base del VPA era un resultado directo de las estimaciones recientes de dicho índice, y que el patrón de sesgo retrospectivo no se observaba cuando el índice era excluido (**Figura 28**). El reclutamiento estimado era menos sensible a la eliminación retrospectiva de los datos y no mostraba un patrón coherente ni pruebas de un sesgo constante. Sin embargo, la inclusión de los datos más recientes disminuía la señal del reclutamiento de 2003 en comparación con los ensayos retrospectivos del modelo. Los resultados retrospectivos muestran también alguna variabilidad en las estimaciones de mortalidad por pesca para las edades 5 a 9 (**Figura 29**) y en las estimaciones de abundancia para las edades 1 a 10 (**Figura 30**), pero de nuevo sin tendencias coherentes que indiquen un sesgo en el modelo.

6.2.2 Comparación de los resultados del caso base de 2012 y del VPA de 2014

La evaluación de continuidad de 2014 y el caso base del modelo (ensayo 4) se comparan con el caso base de la evaluación de 2012 en la **Figura 31**. Los ensayos de 2014 son coherentes con los análisis previos en el hecho de que se estimó que la SSB desciende abruptamente entre 1970 y 1985, se equilibra durante los 90 y posteriormente empieza a aumentar durante la última década (**Figura 31**). La tasa de mortalidad por pesca estimada fue muy elevada durante los 70, pero descendió sustancialmente durante la siguiente década. La mortalidad por pesca estimada fluctuaba en torno al 0,2 en el periodo desde 1984 a 2005 con un descenso observado desde 2006. Se estima que la tasa de mortalidad por pesca de los reproductores (edades 9 y mayores) había descendido marcadamente desde 2003, con la excepción de 2006, cuando se estimó que la mortalidad por pesca era mayor que 0,2. Las estimaciones del reclutamiento (edad 1) eran las más altas durante principios de los 70, caían bruscamente después de 1975 y presentaban poca fluctuación anual desde ese periodo. Durante 1988 y 2003 se estimaron clases anuales relativamente fuertes, resultado similar al de evaluaciones anteriores (por ejemplo, 2012).

Las estimaciones de la biomasa reproductora del stock, el reclutamiento y la mortalidad por pesca a partir del caso base de 2012, el de continuidad de 2014 y el caso base del VPA de 2014 eran similares desde 1970 hasta mediados de los 90, pero divergían para los años más recientes. En general, el caso base del modelo (ensayo 4) estimaba un aumento más rápido en la SSB durante la última década que la evaluación anterior (26.600 t en 2011 según el actual caso base, 18.400 t estimadas para 2011 en la evaluación anterior) (**Tabla 14, Figura 31**), con tasas de mortalidad por pesca correspondientemente menores. El caso base del modelo estimaba también un nivel de reclutamiento mayor en 2004 (clase anual de 2003) y 2003 (clase anual de 2002) que el estimado durante la evaluación de 2012. En la **Figura 32** se muestran, para el caso base del modelo, las medianas de las tendencias y los límites de confianza del 80% en la biomasa reproductora, la mortalidad por pesca apical y el reclutamiento.

Las comparaciones entre el ensayo de continuidad de 2014 (ensayo 0), las revisiones iterativas al ensayo de continuidad (ensayos 1, 2 y 3; descritas en la sección 5.2 y resumidas en la siguiente frase) y el caso base del modelo están resumidos en la **Figura 33**. La revisión de continuidad al caso base incluía: (1) CAA parcial modificada de los índices canadienses de GSL y SWNS para que sean áreas espacialmente explícitas coincidiendo con los datos usados para construir los índices (**Tabla 9**), (2) expansión de las edades de referencia para los índices canadienses desde las edades 13-16 a las edades 8-16 para el índice del golfo de San Lorenzo y desde las edades 8-14 a las edades 5-16 para el índice del suroeste de Nueva Escocia, (3) separar el índice de palangre del golfo de México de Estados Unidos en dos periodos, 1987-1991 y 1992-2013 con la selectividad del primer periodo fijada en la selectividad estimada a partir del ensayo 2 y (4) eliminar el primer periodo del índice de palangre del golfo de México de Estados Unidos, 1987-1991. El caso base del modelo incluía todas las modificaciones de las iteraciones 1, 2 y 4. Las estimaciones de SSB, mortalidad por pesca apical y reclutamiento eran similares entre el ensayo de continuidad, las revisiones iterativas y el caso base del modelo, con la

excepción de que separar el índice de palangre del golfo de México estadounidense tenía como resultado un importante aumento en la SSB. El reclutamiento en años recientes mostraba poca desviación en todas las iteraciones del modelo (**Figura 33**).

6.2.3 Ensayos de sensibilidad

Los resultados de los análisis de sensibilidad jack-knife, en los que se eliminaron los índices del caso base del modelo de continuidad uno cada vez, se resumen en la **Figura 34**. Los índices canadiense del golfo de San Lorenzo y estadounidense de caña y carrete > 177 cm eran claramente los índices con más influencia. Ambos ensayos de sensibilidad tuvieron como resultado un aumento estimado en la SSB en años recientes, similar al del caso base del modelo de 2014, sin embargo, la exclusión de los índices canadienses del golfo de San Lorenzo dio lugar a una menor SSB estimada y a una tendencia perceptiblemente más plana en comparación con el caso base, y la exclusión del índice estadounidense de caña y carrete > 177 cm dio lugar a una mayor SSB estimada que el caso base.

En la **Figura 35** se presenta una comparación de las diversas estimaciones de los ensayos de sensibilidad con el caso base del VPA. Los ensayos de sensibilidad que presentaban una divergencia en las estimaciones de la SSB a partir del caso base del VPA incluían, mortalidad natural dependiente de la edad (ensayo 19), supuestos alternativos del calendario de madurez (ensayos 20 y 21), estimación de la captura por edad usando una clave edad-talla (ensayo 25) y separación del índice canadiense del golfo de San Lorenzo (ensayo 26). Los resultados de los análisis de sensibilidad de la mortalidad natural y la madurez indicaban que las estimaciones de la SSB eran sensibles a estos supuestos. El supuesto de madurez temprana (es decir, la ojiva del Atlántico oriental con un 50% de madurez en la edad 4) tuvo como resultado una mayor SSB estimada durante toda la serie temporal y el supuesto de madurez tardía (es decir, aproximadamente un aumento logístico en la madurez del 0% a edad 8 hasta 100% maduros a edad 16) tuvo como resultado estimaciones menores de la SSB en comparación con el caso base del modelo (plenamente maduros a la edad 9). La tendencia general a largo plazo estimada en la SSB no era sensible al calendario de madurez, y las estimaciones de la mortalidad por pesca apical y el reclutamiento eran casi idénticas en todos los ensayos de sensibilidad de madurez (**Figura 35**). Cambiar el supuesto de mortalidad natural constante en todas las edades a mortalidad dependiente de la edad tuvo como resultado una SSB estimada menor en la serie temporal, y estimaciones de reclutamiento más elevadas (debido a las tasas de mortalidad natural mayores asumidas para los peces jóvenes).

La determinación de la edad de la captura por talla utilizando una clave edad-talla media preliminar basada en muestras cuya edad había sido determinada mediante otolitos de los años 2009 a 2012 (**Tabla 15**, sección 5.2.4) dio lugar a un perceptible cambio en el patrón de la SSB estimada, en el sentido de que se estimó que la biomasa en 1970 era considerablemente inferior, aumentó en el primer periodo y la tendencia de merma a largo plazo era claramente reducida en comparación con el caso base del VPA (**Figura 35**). La aplicación de la clave edad-talla media redujo también enormemente las estimaciones de reclutamiento en el periodo reciente, especialmente la clase anual de 2003, pero no descendió la señal del reclutamiento para los años anteriores a 1980. Otras sensibilidades, aparte de la mortalidad natural y la clave edad-talla, tuvieron poco efecto en las estimaciones del reclutamiento. La separación del índice canadiense del golfo de San Lorenzo en dos periodos produjo una tendencia de la SSB reducida en las dos últimas décadas en comparación con el caso base del VPA (**Figura 35**), y la comparación de los patrones de selectividad estimados entre los dos periodos indicaba un descenso en la selectividad de las edades 8, 9, 10 y 11, y un aumento en la selectividad de las edades 13, 14 y 15 (**Figura 36**).

6.2.4 Estado del stock

Un factor clave para determinar el estado del stock es la estimación de los elementos de referencia relacionados con el RMS respecto a los cuales se mide la condición actual del stock. Estos elementos de referencia dependen en gran medida de la relación entre la biomasa reproductora y el reclutamiento. Se exploraron dos hipótesis alternativas reproductor-recluta coherentes con varias evaluaciones anteriores: la función de dos líneas (hipótesis de potencial de bajo reclutamiento) y la función reproductor-recluta de Beverton-Holt (hipótesis de potencial de alto reclutamiento). El modelo de dos líneas asume aumentos en el reclutamiento en línea con la SSB desde cero hasta un valor máximo (R_{MAX}) cuando la SSB alcanza la capacidad de transporte actual (que se asume es inferior a la capacidad de transporte histórica observada durante 1970 a 1975). Aquí el umbral de la SSB (bisagra) se estableció en la SSB media durante 1990-1995 (el periodo con la SSB estimada menor) y R_{MAX} se calculó como la media geométrica del reclutamiento durante 1976-2010 (las estimaciones de reclutamiento para los tres últimos años se consideraron poco fiables). La función de Beverton-Holt se ajustó a las estimaciones de SSB y de reclutamiento correspondientes al periodo 1971-2010. Las relaciones ajustadas de dos líneas (abajo) y de Beverton y Holt (arriba) se muestran en la **Figura 37**, junto con una comparación de las correspondientes relaciones de la evaluación anterior. Las curvas ajustadas se muestran en un rango ampliado de la SSB para demostrar la diferencia en las propiedades asintóticas del modelo de Beverton y Holt entre la evaluación anterior y el actual caso base del VPA (**Figura 38**). La diferencia en la relación stock reclutamiento estimada se tradujo

en un descenso en las estimaciones de SSB en RMS en comparación con la evaluación anterior (inclinación estimada del caso base del VPA Beverton-Holt de 2014 = 0,58, inclinación estimada del caso base del VPA Beverton-Holt de 2012 = 0,49).

Debido a la incertidumbre en la estimación de la relación reproductor-recluta, se presentan los puntos de referencia basados en $F_{0,1}$ además de los basados en F_{RMS} (coherente con la evaluación de 2012). Cabe señalar que $F_{0,1}$ se calcula como la tasa de mortalidad por pesca correspondiente al 10% de la pendiente de la curva de rendimiento por recluta en su origen; como tal, se calcula independientemente de la supuesta relación reproductor-recluta. La biomasa reproductora correspondiente a $F_{0,1}$, $SSB_{0,1}$, se calcula como el nivel de equilibrio de la biomasa reproductora alcanzado pescando indefinidamente en $F_{0,1}$, asumiendo bien el escenario de reclutamiento alto o bien el escenario de reclutamiento bajo.

El estado del stock se determinó utilizando los escenarios de dos líneas (potencial de reclutamiento bajo) y de Beverton-Holt (potencial de reclutamiento alto) para el caso base del modelo desde 1970 a 2013 basándose en las estimaciones anuales de F_{RMS} y SSB_{RMS} (**Figura 39**). Los resultados obtenidos en el escenario de dos líneas sugerían que el stock había alcanzado los objetivos del Convenio desde 1970 y que las tasas de mortalidad por pesca habían estado en el nivel de los objetivos del Convenio desde 1983. Los resultados en el supuesto de reclutamiento de Beverton-Holt sugieren que la biomasa del stock no ha alcanzado los objetivos del Convenio desde 1970 y que las tasas de mortalidad por pesca no han alcanzado los objetivos del Convenio durante la mayoría del periodo de estudio con la excepción de los años más recientes, 2010 a 2013, cuando se estimó que la F_{actual} era inferior a F_{RMS} (**Figura 40**). La tendencia estimada en el estado del stock desde 1970, así como las estimaciones de bootstrap y la estimación de la mediana para el estado del stock en 2013 se resumen para las dos hipótesis alternativas de reclutamiento en la **Figura 40**. La **Figura 41** presenta una comparación de las estimaciones del caso base del VPA del estado del stock para ambos escenarios de reclutamiento con los ensayos de sensibilidad jack-knife de influencia (eliminar los índices canadiense del golfo de San Lorenzo y estadounidense de caña y carrete > 177 cm). Se incluyeron los dos ensayos jack-knife porque su divergencia del caso base del modelo ayuda a limitar la incertidumbre en la SSB y en la mortalidad por pesca.

El caso base del modelo de dos líneas (hipótesis de bajo reclutamiento) estimó que la F reciente (media geométrica de 2010-2012) era 0,36 F_{RMS} (0,28-0,43 en el nivel de confianza del 80%) (**Tabla 16**). En comparación, de forma similar al caso base del VPA, los análisis de sensibilidad jack-knife tuvieron como resultado estimaciones de F por debajo de F_{RMS} . La biomasa del stock reproductor según la hipótesis de reclutamiento de dos líneas se estimó en 2,25 SSB_{RMS} (intervalo de confianza 1,92 a 2,68) y 1,27 $SSB_{0,1}$ (1,13 a 1,52 en el intervalo de confianza del 80%) (**Tabla 16**). En el marco de la hipótesis de reclutamiento de Beverton-Holt, la F reciente se estimó en 0,88 F_{RMS} (0,64 a 1,08 en el intervalo de confianza del 80%). Independientemente de los supuestos de reclutamiento del stock, la F actual relativa a $F_{0,1}$ se estimó en 0,60 (intervalo de confianza 0,50 a 0,72). La biomasa del stock reproductor según la hipótesis de reclutamiento de Beverton-Holt se estimó en 0,48 SSB_{RMS} (0,35 a 0,72) y 0,77 de $SSB_{0,1}$ (0,58 a 1,04 en el intervalo de confianza del 80%). En la **Tabla 17** se presenta una comparación de los elementos de referencia estimados con los elementos de referencia estimados en la evaluación anterior.

Las conclusiones de esta evaluación no reflejan el grado total de incertidumbre en la estructura de la población, las evaluaciones y las proyecciones del stock. Un factor importante que contribuye a la incertidumbre es la mezcla entre peces originarios del este y del oeste. Análisis recientes habían indicado que la mezcla del stock existe (información empírica de marcas recuperadas y de microquímica de otolitos) y que la evaluación de stock es sensible a los supuestos sobre la mezcla del stock. 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 sobre la mezcla del stock. Recientemente se han llevado a cabo investigaciones y síntesis de datos sobre la mezcla del stock y los enfoques de modelación y se han presentado varios documentos durante la reunión. Se presentó un modelo de simulación estocástico estructurado por edad y de solapamiento del stock (SCRS/2014/170) que demostraba los efectos de la migración estacional, la fidelidad al sitio y el reclutamiento sobre la percepción de los stocks del este y el oeste y el sesgo potencial en los datos de captura y de los índices. Los resultados de la simulación se consideraron útiles para identificar supuestos clave del modelo y prioridades de investigación para mejorar los modelos de evaluación y examinar escenarios de ordenación alternativos en el contexto del movimiento de los peces. Se presentó también una síntesis de los datos regionales sobre mezcla del stock basada en microquímica de otolitos (SCRS/2014/171) y proporcionaba estimaciones de las proporciones del stock oriental y occidental que podrían utilizarse para asignar capturas a los componentes del stock. Se presentaban las probabilidades de movimiento espacial y estacional basándose en un metaanálisis del atún rojo con marcas por satélite (SCRS/2014/177) que proporcionaba un marco para derivar matrices de transición que podrían utilizarse para estimar las probabilidades mensuales de transferencia entre los stocks y las regiones. El Grupo indicó que, junto

con la microquímica de otolitos y los datos genéticos, estas técnicas podrían ser un enfoque útil para cambiar a un modelo operativo para la evaluación de estrategia de ordenación que incorpore modelos de mezcla del stock. Deben realizarse más análisis e integración de los datos antes de que estos modelos de la mezcla puedan utilizarse operativamente 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 niveles futuros potenciales (las hipótesis de reclutamiento “bajo” frente a “alto” que afectan a los elementos de referencia de la ordenación). Son necesarios mejores conocimientos sobre la madurez y la mortalidad por edad que afectarían también a las estimaciones del rendimiento por recluta y a la percepción del tamaño del stock y de las tendencias a largo plazo. Dos tratamientos diferentes del índice canadiense del golfo de San Lorenzo (es decir, separado y no separado) tuvieron un impacto importante en las estimaciones de la SSB reciente. Por lo tanto, se acordó que es necesario llevar a cabo más investigaciones sobre el índice canadiense del golfo de San Lorenzo para reducir incertidumbres de los resultados de la evaluación. El ensayo de sensibilidad que utilizaba la clave edad-talla preliminar demostró que las estimaciones de la biomasa del stock y el reclutamiento eran sensibles al método de determinación de la edad y que es necesario más trabajo para mejorar la clave edad-talla empírica y su aplicación.

6.3 Estado del stock – Oeste - Otros métodos

Los resultados del caso base del VPA se comparan con los modelos alternativos de evaluación de stock presentados en la sesión de evaluación en la **Figura 42**. Los resultados del modelo estadístico de captura por talla (SCRS/2014/188 y SCRS/2014/195) coincidían bastante con el caso base del VPA en la biomasa total estimada (edades 1+). Ambos modelos mostraban un patrón coherente en la biomasa del stock durante la serie temporal, incluido un descenso en la biomasa estimada entre 1970 y 1985, un periodo de biomasa del stock relativamente estable entre 1985 y 2005 y una tendencia creciente desde 2005 (**Figura 42**).

El caso base del modelo de producción excedente (SCRS/2014/183) estimaba un descenso menos considerable entre 1970 y principios de los 80, y una tendencia creciente de la biomasa del stock desde 1982 hasta acercarse a la biomasa virgen en el año terminal (87% de la biomasa virgen en 2014) (**Figura 42**). El Grupo también reconoció que el modelo de producción podría usarse para ayudar a entender la sensibilidad de las estimaciones del estado del stock a los índices de abundancia y sugirió utilizar perfiles de verosimilitud para identificar qué índices son los más influyentes en la estimación del crecimiento intrínseco de la población (r), la capacidad de transporte (K) y los elementos de referencia como RMS. Se hicieron más sugerencias, lo que incluye examinar la sensibilidad completa de los resultados a la biomasa inicial relativa a K , la sensibilidad a usar índices de abundancia basados en números en lugar de basados en peso, y crear un único índice que refleje mejor las tendencias de la biomasa de todo el stock (en lugar de usar índices múltiples que cada uno refleja diferentes clases de edad). Se recomendó también explorar modelos de producción estructurados por edad para incorporar la dinámica del stock y las pesquerías específica de la edad.

Los tres modelos indicaron que el stock se ha recuperado en años recientes. El Grupo indicó que los ensayos del modelo de producción y de SCAL eran preliminares y no estaban preparados aún para considerarse una base para el asesoramiento científico.

7 Proyecciones

7.1 Proyecciones EBFT

7.1.1 Especificaciones

Se llevaron a cabo las proyecciones basándose en las estimaciones del VPA para el ensayo utilizado para el ensayo de continuidad (CR). Al realizar proyecciones es necesario especificar los parámetros biológicos, los patrones de selectividad (incluida cualquier modificación debida a medidas de ordenación que puedan implementarse), el reclutamiento y cualquier modificación que pueda realizarse para evitar una estimación mediocre de los números por edad para las clases anuales recientes a partir del VPA. Como la presente evaluación es una actualización, se realizaron las proyecciones de forma similar a como se hizo en 2012, es decir, usando dos niveles históricos de capturas (escenarios de captura aumentada y declarada), las mismas tres opciones de reclutamiento (siendo calculado el reclutamiento alto durante 1990-2000, el medio durante 1955-2006 y el bajo durante 1970-1980) y dos patrones de selectividad (media geométrica durante 2007-2009 o durante 2009-2011 a partir del ensayo de continuidad, **Figura 43**).

Los parámetros biológicos se basaban en los valores históricos del VPA, es decir, mortalidad natural, y la proporción de madurez por edad variaba por edad pero era invariable en el tiempo mientras que los pesos por edad en las proyecciones se derivaron de la media de los pesos por edad para las edades 1 a 9 y la curva de crecimiento del grupo plus (que permite cambios en la media de los pesos del grupo plus de acuerdo con los cambios en la composición por edades debidos a la recuperación/descenso en la SSB). Dado que para las clases anuales más recientes los números por edad no se estiman adecuadamente en el VPA, especialmente para las edades más jóvenes, las tres primeras edades en el vector de población inicial (es decir, para 2011, 2012 y 2013) se sustituyeron por un valor aleatorio procedente de especificaciones de reclutamiento estocásticas. Estos valores se proyectaron entonces hacia delante en el tiempo teniendo en cuenta las capturas observadas y la mortalidad natural por edad asumida. Esto tiene como resultado cambios tanto en los números por edad en 2014 (es decir, el primer año de la proyección) como en la mortalidad por pesca por edad para las tres clases anuales sustituidas.

Por tanto, los 12 escenarios de la proyección basados en el ensayo de continuidad comprendían: (i) dos niveles de captura histórica (escenario de captura declarada y aumentada), (ii) tres niveles de reclutamiento y (iii) dos patrones de selectividad de la pesquería. Estos se ejecutaron para la cuota actual (13.500 t) con fines comparativos. Posteriormente, se llevaron a cabo proyecciones con cuotas en un rango de 0-30.000 t para crear la matriz de Kobe (**Tablas 21-23**). Cabe señalar, no obstante, que si los diagramas de fase se basaban en los 12 escenarios de la proyección, las matrices de Kobe solo se basaban en 6 escenarios de la proyección (manteniendo solo el patrón de selectividad estimado a partir de la evaluación actualizada, como se hizo en 2012).

7.1.2 Resultados

A partir de los análisis de bootstrap y las proyecciones del ensayo de continuidad, el Grupo estimó la probabilidad de que el stock se encuentre en cada uno de los cuadrantes del diagrama de fase de Kobe desde 2014 a 2022. La diferencia en las trayectorias de la captura declarada y aumentada es una función de los patrones de selectividad y los niveles de reclutamiento, así como de los elementos de referencia. Se elaboró un diagrama de tarta de Kobe para mostrar la proporción de bootstraps que se encuentran en el cuadrante de color del diagrama de fase (**Figura 44**). Con un TAC actual constante (13.500 t), el stock se habría recuperado ya en 2014 en los escenarios de reclutamiento bajo y medio con más de un 60% de probabilidades. En el escenario de reclutamiento alto, la recuperación se habría logrado en 2019 (**Figura 44**). Las estimaciones actuales indican también que la recuperación podría lograrse antes de 2022 con un TAC de hasta 30.000 t, con más de 60% de probabilidad para los 3 escenarios de reclutamiento (**Figura 44**). Sin embargo, el Grupo reitera que tiene poca confianza en los resultados de las matrices de Kobe II a causa de los malos ajustes del VPA (véase más arriba), así como de las incertidumbres sin cuantificar en las proyecciones (especialmente niveles de reclutamiento futuro y patrones de selectividad actuales y futuros).

7.2 Proyecciones aún rojo del oeste

7.2.1 Métodos

Al igual que en 2012, se consideraron los dos escenarios de reclutamiento discutidos en la sección 5.2: un escenario potencial de reclutamiento bajo (modelo de dos líneas) que asume que un reclutamiento medio no permite llegar a los altos niveles de principios de los 70 (ostensiblemente debido a algún cambio desconocido en el medio ambiente) y un escenario potencial de reclutamiento alto que asume que el número de reclutas es una función Beverton-Holt de la biomasa reproductora en el año previo. En evaluaciones anteriores del stock, el Grupo indicó que no se dispone aún de pruebas sólidas para favorecer a un escenario frente al otro e indica que los dos escenarios proporcionan límites superiores e inferiores razonables (pero no extremos) del potencial de recuperación. Los dos escenarios alternativos se presentan como igualmente plausibles, en coherencia con la evaluación anterior.

Las proyecciones para el stock occidental se basaban en réplicas de bootstrap de las matrices de mortalidad por pesca por edad y números por edad producidas por el programa VPA-2BOX. Las proyecciones y los elementos de referencia se calcularon para los escenarios de Beverton-Holt (alto) y de dos líneas (bajo), con el fin de tener en cuenta la incertidumbre respecto a la forma verdadera de la relación stock-reclutamiento, en coherencia con el enfoque usado durante la evaluación de 2012 (véanse as **Figuras 37 y 38**). La relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt se ajustó a las estimaciones de SSB y al reclutamiento para las clases anuales de 1970-2009 por medio de una estimación de verosimilitud máxima (estructura de error lognormal). El aumento de la variabilidad en el reclutamiento, σ_R , para cada réplica de bootstrap era igual a la estimación de verosimilitud máxima (estimada en Pro-2box bootstrap por bootstrap). Como en 2012, se permitió que el reclutamiento futuro se desviara de su previsión como un proceso autocorrelacionado multiplicativo de primer orden (lognormal). En

general, se prefiere la estructura lognormal porque no admite reclutamientos negativos, y porque permite que la varianza en el reclutamiento aumente con su previsión. Se estimó que el parámetro de autocorrelación (ρ) era igual a 0,418 para el caso base.

La relación stock-reclutamiento del modelo de dos líneas asume un aumento lineal en el reclutamiento desde el origen hasta un nivel “pivote” de la SSB por encima del cual el reclutamiento es independiente de la SSB. El nivel “pivote” del stock reproductor se definió 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 se define como la media geométrica del reclutamiento durante los años 1976-2010, un periodo en el que el reclutamiento mostraba menos variación en comparación con la serie temporal completa. De forma similar al modelo Beverton-Holt, la relación stock reclutamiento de dos líneas utilizaba un proceso autocorrelacionado de primer orden con la desviación estándar (σ_R) estimada bootstrap por bootstrap y el parámetro de autocorrelación (ρ) estimado en 0,359.

Las estimaciones de reclutamiento del VPA para años recientes, 2011-2013 fueron sustituidas con valores medios predichos partir del modelo stock-reclutamiento con la desviación estándar asociada (para los escenarios de reclutamiento alto y bajo). Por lo tanto, se recalcularon los número y mortalidad por pesca por edad para las edades 1-3 al inicio de 2011 proyectando estos reclutamientos generados hacia adelante en el marco de capturas por edad conocidas. El reclutamiento parcial reclutado (que combina los efectos de la selectividad del arte y de la disponibilidad de los peces por edad) se calculó a partir de los valores de la media geométrica de la mortalidad por pesca por edad para los años 2010-2012 (reescalada a un máximo de 1,0).

La edad media del grupo plus al inicio de las proyecciones se calculó a partir del peso medio observado del grupo plus en el último año del VPA invirtiendo la curva de crecimiento. Posteriormente se actualizó la edad media del grupo plus en años subsiguientes de la proyección y el peso del grupo plus se calculó a partir de la edad media actualizada mediante el uso de la curva de crecimiento (como se hizo en 2012). De esta forma, se permite al peso medio del grupo plus aumentar con reducciones en la tasa de mortalidad por pesca. Se asumió que la captura proyectada para 2014 era igual al total admisible de captura actual (TAC) de 1.750 t [Rec. 12-02]. Para los años después de 2014, se continuaron las proyecciones utilizando diversos niveles de captura constante con la restricción de que la F plenamente seleccionada (apical) fue limitada para que no superara 2 yr-1.

Se llevaron a cabo proyecciones a medio plazo para cubrir el tiempo del plan de recuperación (2019) y ampliarlo a 2025. La SSB proyectada se expresó en relación con la SSB asociada con el RMS y $F_{0,1}$ (es decir SSB_{RMS} , $SSB_{0,1}$) para el escenario de reclutamiento adecuado. La SSB_{RMS} se utilizó como nivel de referencia para la recuperación porque es el objetivo del actual programa de recuperación. Otros grupos de evaluación de stock usan a menudo $F_{0,1}$ en lugar de F_{RMS} , especialmente cuando no se sabe mucho de la relación stock-reclutamiento. Cabría señalar que, en el VPA-2BOX, $F_{0,1}$ se calcula independiente de una relación stock-reclutamiento subyacente y en algunos casos $F_{0,1}$ puede superar a F_{RMS} a causa de los efectos de la relación stock reclutamiento. Las estimaciones proyectadas de $SSB_{0,1}$ presentadas aquí asumen los dos modelos alternativos de predicción de stock-reclutamiento.

7.2.2 Resultados

El reclutamiento previsto en SSB_{RMS} era mucho menor con el escenario de dos líneas (96.500 ejemplares) que con el escenario de Beverton-Holt (210.000 ejemplares), con las correspondientes estimaciones menores de RMS y SSB_{RMS} . Sin embargo, los escenarios de dos líneas y Beverton-Holt predicen niveles similares de reclutamiento cuando los tamaños del stock reproductor son bajos (es decir, SSB entre 5.000 y 13.000 t).

Se realizaron las proyecciones de SSB a partir del caso base del VPA hasta 2025 en el marco de capturas constantes de 0 t a 3.500 t en intervalos de 100 t, con una proyección adicional al TAC actual de 1.750 t [Rec. 12-02]. En la **Tabla 19** se presentan los elementos de referencia asociados para el caso base. Los resultados que asumían un bajo reclutamiento potencial (**Figura 45**) indican que existen más de un 60% de probabilidad de que el stock se encuentre actualmente en o por encima del objetivo del Convenio ($SSB_{RMS} = 12.900$ t). Por consiguiente, existe menos de un 50% de probabilidad de sobrepesca si las capturas se mantienen en un nivel menor o igual al del rendimiento máximo sostenible (2.650 t). Las perspectivas con el potencial de elevado reclutamiento son muy diferentes, e indican que el stock tiene una probabilidad actual del 0,8% de encontrarse en el objetivo del Convenio (es decir, se estima que el stock está sobrepescado pero no experimentando sobrepesca).

La mediana de las estimaciones de las proyecciones de SSB, SSB/SSB_{RMS} , F/F_{RMS} , $F/F_{0.1}$ y del reclutamiento para los escenarios de alto y bajo reclutamiento se muestran en las **Figuras 45 y 46**. En el escenario de bajo reclutamiento potencial, el TAC actual tendrá como resultado que la SSB de 2019 (el año terminal del plazo del plan de recuperación) sea superior a la SSB estimada para 2013. Capturas constantes de 2.250 t conducirán a que en 2019 la SSB no aumente en comparación con la de 2013, mientras que capturas superiores a 2.250 t tendrán como resultado que la SSB de 2019 sea inferior a la SSB de 2013. El escenario de alto reclutamiento potencial (**Figura 46**) sugiere que el stock occidental no se recuperará antes de 2019 incluso sin capturas (0 t), aunque se estimó que el TAC actual habría acabado con la sobrepesca en 2010 e iniciado la recuperación en años recientes. Con el TAC actual de 1.750 t, el escenario de alto reclutamiento indicaba que no se prevé que el stock se recupere hasta SSB_{RMS} antes de 2025. Se calculó también el percentil 60 de SSB/SSB_{RMS} y F/F_{RMS} proyectadas y se presenta en la **Figura 47**. En general, las tendencias en el percentil 60 eran similares a la mediana de las estimaciones de la tendencia.

Las predicciones de la biomasa del stock reproductor eran similares en los escenarios de reclutamiento alto y bajo para el periodo de 2014 a 2019 (**Figura 48**). La comparación de los resultados con la anterior actualización de la evaluación demostró que la trayectoria estimada de la biomasa del stock en 2014 en ambos escenarios de reclutamiento, alto y bajo, es considerablemente superior a los resultados de la evaluación de 2012. La evaluación de 2014 indicaba también un nivel más elevado de SSB y SSB relativa a RMS entre 2014 y 2019. El estado proyectado del stock en los dos escenarios de reclutamiento tuvo como resultado estimaciones diferentes del estado de sobrepescado ($SSB < SSB_{RMS}$), pero ambos escenarios indicaban que los niveles recientes de captura estaban por debajo del umbral de sobrepesca ($F > F_{RMS}$).

En las **Tablas 18 a 20** se resumen las matrices de estrategia de Kobe II. La **Tabla 18** resume la probabilidad de que varias políticas de captura constante impidan la sobrepesca. La **Tabla 19** resume la probabilidad de que varias políticas de captura constante permitan la recuperación en los escenarios de reclutamiento alto y bajo o que mantengan la SSB por encima de SSB_{RMS} , mientras que la **Tabla 20** resume la distribución conjunta ($SSB > SSB_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$). Los resultados presentados en estas matrices son coherentes con los discutidos anteriormente (**Figuras 45 y 47**).

8 Recomendaciones

8.1 Recomendaciones de investigación

1) El Grupo de especies recomienda continuar los estudios biológicos sobre el atún rojo, específicamente para mejorar los conocimientos sobre su variabilidad en la distribución y el comportamiento, la estructura de población compleja (mediante genética, microquímica y otras metodologías avanzadas), la mezcla y la estimación de edad de las capturas. Estos estudios deberán llevarse a cabo de forma rutinaria, porque son todos extremadamente importantes para la evaluación de stock y para tener en cuenta la variabilidad anual. Es esencial realizar actividades de muestreo en toda la zona de distribución del stock, especialmente en aquellas zonas para las que hasta ahora no hay muestras disponibles. El GBYP ICCAT es la herramienta para llevar a cabo estas tareas en toda la zona del Convenio de ICCAT.

2) Dada la iniciativa del GBYP de llevar a cabo actividades de muestreo biológico mejores y el trabajo realizado para establecer una colección de otolitos de referencia y crear protocolos estándar de determinación de la edad, el Grupo recomienda que se establezca un repositorio digital central para guardar los datos actuales de la colección de referencia, así como futuras contribuciones de las CPC y de otras instituciones. Esta base de datos debe incluir imágenes de referencia, edades directas y metadatos asociados. Una vez establecida, el SCRS debería solicitar que esta información se envíe anualmente.

3) La fiabilidad de las evaluaciones del estado de los stocks de atún rojo del Atlántico se ha visto obstaculizada por la inexistencia (o escasa calidad) de las estadísticas de captura, de captura y esfuerzo y de talla a lo largo del tiempo para algunas de las flotas principales. Deberían continuar e incluso aumentar los esfuerzos por mejorar la cobertura espacial y temporal para las estadísticas detalladas de talla y captura-esfuerzo de las principales pesquerías, especialmente en el Mediterráneo, utilizando nuevas tecnologías (por ejemplo, cámaras estereoscópicas para los datos de talla y datos VMS para el esfuerzo).

4) Teniendo en cuenta las inquietudes planteadas por las tendencias contradictorias de los índices de CPUE para el atún rojo del Atlántico respecto a pesquería cambiante, densidad de población, dinámica oceanográfica o reglamentaria, es necesario evaluar cómo tratar estos factores. Las consideraciones incluyen, sin limitarse a ello:

- si deberían separarse los índices o mantenerlos cuando puedan haberse producido cambios en la capturabilidad;
- si pueden estimarse cambios en la capturabilidad dentro o fuera de los modelos
- si deberían aplicarse correcciones post hoc a los índices y cómo;
- si pueden combinarse índices separados (por ejemplo, golfo de San Lorenzo y caña y carrete estadounidense >177 cm) en índices conjuntos o en un nuevo índice (palangres);
- si pueden las covariables oceanográficas explicar las divergencias en los índices (por ejemplo, la piscina cálida del Atlántico y la CPUE del pez espada);
- si pueden los mapas espaciales de utilización del hábitat determinados a partir de marcado PSAT o las estimaciones de abundancia espacial derivadas externamente (por ejemplo, una estimación de abundancia a partir de datos de marcado-recaptura en el golfo de San Lorenzo) utilizarse para determinar la fracción de la población "vista" por un índice.

8.2 Recomendaciones de ordenación

8.2.1 Este

En las Recs. 09-06, 10-04, 12-03 y 13-07, la Comisión estableció el total admisible de captura (TAC) para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo entre 12.900 t y 13.500 t desde 2010. Además, en la Recomendación 09-06, la Comisión requería al SCRS que facilitase la base científica para que la Comisión estableciera un plan de recuperación con el objetivo de alcanzar la B_{RMS} con al menos una probabilidad del 60% desde ahora hasta 2022.

Se presentan las matrices de Kobe indicando las probabilidades de i) $F < F_{RMS}$ (**Tabla 21**), ii) $SSB > SSB_{RMS}$ (**Tabla 22**) y iii) $F < F_{RMS}$ y $SSB > SSB_{RMS}$ (**Tabla 23**) para cuotas desde 0 a 30.000 t para 2014 desde ahora hasta 2022 inclusive. El sombreado corresponde a las probabilidades de encontrarse en los rangos de 50-59%, 60- 69%, 70-79%, 80-89% y superior o igual a 90%. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que las matrices de Kobe no pueden integrar algunas fuentes de incertidumbre importantes que siguen sin cuantificarse por el momento.

La implementación de las reglamentaciones recientes mediante las Recs. 13-07, 12-03, 10-04, 09-06 y recomendaciones anteriores, se ha traducido claramente en reducciones en las tasas de captura y de mortalidad por pesca, así como en importantes incrementos de la biomasa del stock reproductor para el ensayo de continuidad y para los siete ensayos de sensibilidad de la evaluación actualizada. Todos los índices de CPUE mostraban tendencias crecientes en los años más recientes. Sin embargo, el Comité constata que la presente evaluación es una actualización de la evaluación de 2012 que se basa solo en un modelo de continuidad y en siete análisis de sensibilidad. Esta actualización mostraba la ausencia de estabilidad de los resultados del VPA frente a ligeros cambios en los datos de entrada y en las especificaciones del modelo.

Ante los resultados de la evaluación actualizada, hay signos positivos continuos del éxito del plan de recuperación y de la eficacia de las medidas de ordenación adoptadas por la Comisión. Observando que el objetivo de alcanzar B_{RMS} (hasta 2022 inclusive) con al menos un 60% de probabilidades podría haberse logrado ya o lograrse pronto, la Comisión debería considerar añadir una nueva fase al plan de recuperación actual.

El Comité indicó que mantener el TAC actual o moderado y gradualmente aumentarlo por encima de los TAC recientes de conformidad con el programa de ordenación actual, no debería menoscabar el éxito del plan de recuperación y debería ser coherente con el objetivo de alcanzar la F_{RMS} y la B_{RMS} con una probabilidad de al menos el 60% desde ahora hasta 2022 inclusive. Sin embargo, dado que el Comité no pudo proporcionar a la Comisión un asesoramiento robusto sobre un límite superior para el TAC debido a diferentes puntos de vista sobre las implicaciones de las incertidumbres asociadas con la evaluación, no se pudo llegar a un acuerdo sobre el límite superior para dicho incremento que no ponga en peligro la recuperación del stock. En situaciones equivalentes, otros foros científicos han recomendado de manera similar aumentos moderados en el TAC, aplicando el enfoque precautorio. Con este fin, y entre otros posibles objetivos (por ejemplo, $F_{0,1}$, F_{max} , etc.), un aumento gradual (en etapas de 2 o 3 años, por ejemplo) de la captura hasta el nivel de la estimación de RMS más precautoria permitiría que la población aumentara incluso en el escenario más conservador (escenario de bajo reclutamiento), teniendo en cuenta el deseo de la Comisión de mantener este stock en la zona verde [Rec. 13-07]. No obstante, los científicos del SCRS no pudieron llegar a un consenso sobre el número de etapas necesarias para completar el plan de recuperación o sobre las estrategias de ordenación.

Estos incrementos graduales deberían ser revisados anualmente por la Comisión con el asesoramiento del SCRS (dichas revisiones deberían considerar los indicadores del stock, pero no requerirían necesariamente una actualización de la evaluación de stock).

8.2.2 Oeste

En 1998, la Comisión inició un plan de recuperación de 20 años destinado a lograr la SSB_{RMS} con al menos un 50% de probabilidades. Como respuesta a las evaluaciones recientes, la Comisión recomendó un total admisible de captura (TAC) de 1.900 t para 2009, 1.800 t para 2010 [Rec. 08-04] y 1.750 t en 2011, 2012, 2013 y 2014 [Rec. 10-03; Rec. 12-02 y 13-09].

La evaluación de 2014 indica tendencias históricas en la abundancia similares a las de evaluaciones anteriores, pero un incremento más rápido en años recientes. Las fuertes clases anuales de 2002 y 2003 y la reducción reciente en la mortalidad por pesca han contribuido a ello en años recientes.

La productividad futura del stock, al igual que en evaluaciones previas, se basa en dos hipótesis sobre el reclutamiento futuro: un “escenario de reclutamiento alto potencial”, en el que el reclutamiento futuro tiene el potencial de conseguir los niveles de principios de los setenta, y un “escenario de reclutamiento bajo potencial” en el que se espera que el reclutamiento futuro se mantenga cerca de los niveles actuales (incluso aunque se incremente el tamaño del stock). Los resultados de esta evaluación mostraban que las implicaciones a largo plazo para la biomasa futura diferían en las dos hipótesis, y sigue sin resolverse la cuestión de identificar una de las dos hipótesis o una hipótesis alternativa como la más realista.

Se proyectaron las probabilidades de alcanzar la SSB_{RMS} en el periodo de recuperación establecido por la Comisión para niveles de captura alternativos (**Figuras 45 a 47**). El “escenario de reclutamiento bajo potencial” sugiere que la biomasa reproductora se sitúa actualmente por encima de la SSB_{RMS} , mientras que el “escenario de reclutamiento alto potencial” sugiere que hay muy pocas probabilidades de alcanzar la SSB_{RMS} dentro del periodo de recuperación. A pesar de esta gran incertidumbre sobre la futura productividad del stock a largo plazo, bajo ambos escenarios de reclutamiento, se estima que capturas de menos de 2.250 t deberían permitir que la biomasa reproductora se encuentre en los niveles actuales o por encima desde ahora hasta 2019 (con una probabilidad del 50%), y no debería superarse dicho nivel de capturas. Se prevé que mantener la captura en los niveles actuales (1.750 t) permitirá que la biomasa reproductora aumente más rápidamente, lo que podría contribuir a resolver el tema del alto y bajo reclutamiento potencial.

Si la Comisión decide establecer una cuota para fines de investigación científica (como se propuso en Itoh, 2014, Japón, 2014), dicha cuota debería incluirse dentro de un TAC que sea coherente con el asesoramiento científico anteriormente expuesto. El Comité constata que el crecimiento continuado del stock incrementará la capacidad de discriminar las hipótesis alternativas de reclutamiento.

9 Respuestas a la Comisión

9.1 Continuación de la exploración de tecnologías y metodologías operativamente viables para determinar la talla y biomasa en los puntos de captura e introducción en jaulas y evaluación de los estudios piloto de atún rojo para estimar tanto el número como el peso de los atunes rojos en el punto de captura e introducción en jaula mediante sistemas estereoscópicos; Rec. 13-07, párrafo 88

Contexto: La [Rec. 13-07], párrafo 88, solicita a las CPC que faciliten al SCRS los datos e información recopilados en el marco de los estudios piloto implementados para estimar mejor tanto el número como el peso de los atunes rojos en el punto de captura e introducción en jaulas, lo que incluye mediante el uso de sistemas de cámaras estereoscópicas o de técnicas alternativas que proporcionen una precisión equivalente y que deberán cubrir el 100% de todas las introducciones en jaulas para mejorar la determinación del número y peso de los peces en cada operación de introducción en jaulas. El SCRS continuará explorando las tecnologías y metodologías operativamente viables para determinar la talla y biomasa en los puntos de captura e introducción en jaulas e informará a la Comisión en su reunión anual de 2014.

En 2014, seis pabellones empezaron a presentar mediciones de talla y peso de atún rojo durante la operación de introducción en jaulas mediante la utilización de sistemas de videocámaras estereoscópicas. Sin embargo, los datos presentados no incluían especificaciones técnicas sobre la operación ni sobre el programa utilizado. En el documento SCRS/2014/141 se resumían las distribuciones de tallas de los datos proporcionados y se

comparaban las distribuciones modales para retrocalcular los datos de talla en el momento del sacrificio de los años anteriores (2010-2013). Se detectaron diferencias entre las distribuciones de frecuencias de talla y densidad por pabellón y no se pudo determinar si dichas diferencias reflejaban diferencias en las capturas de diferentes años o en las metodologías relacionadas con retrocálculo de la captura por talla a partir de los datos de sacrificio. El Grupo recomendó que se estandaricen los procedimientos establecidos para la utilización de estereocámaras y la estimación de la talla partir de grabaciones de vídeo y se pongan a disposición del SCRS. También se solicitó que la Secretaría facilite a las CPC un formato electrónico estándar para la presentación de datos.

El Grupo también recomienda que se revisen y faciliten factores de conversión apropiados para estimar el peso basándose en las mediciones de talla. Finalmente, el Grupo recomendó la utilización de las mediciones de estereocámaras para validar los métodos que utilizan los datos de peso y talla en la captura para estimar las frecuencias de talla de la captura de atún rojo destinado a las granjas. Los nuevos resultados, que incluyen relaciones específicas tiempo/zona, se presentarán a la próxima reunión de preparación de datos.

9.2 Evaluar los programas nacionales de observadores de atún rojo que llevan a cabo las CPC para informar a la Comisión y facilitar asesoramiento sobre futuras mejoras [Rec. 13-07], párrafo 90

Contexto: La [Rec. 13-07], párrafo 90, establece que las CPC deben presentar al SCRS los datos y la información recopilados en el marco de los programas de observadores de cada CPC de conformidad con los requisitos y procedimientos desarrollados por la Comisión en 2009 teniendo en cuenta los requisitos de confidencialidad de las CPC.

La Comisión solicita al SCRS que informe sobre los aspectos científicos de los programas. Dicho informe incluirá:

- El nivel de cobertura alcanzado por cada CPC.
- Un resumen de los datos recopilados y cualquier hallazgo pertinente asociado con dichos datos.
- Recomendaciones para mejorar la eficacia de los programas de observadores de las CPC.

De conformidad con las Recs. 12-03/13-07, los datos recopilados en el marco de programas de observadores nacionales de atún rojo fueron enviados a la Secretaría. Todavía no se ha desarrollado un formulario para la presentación de estos datos, aunque potencialmente podrían utilizarse los formularios de recopilación de datos de observadores desarrollados y presentados al Subcomité de ecosistemas en 2014. Por ello, varias CPC han presentado datos que describen sus programas de observadores (utilizando el formulario estadístico CP4), pero no los datos recopilados por ellos. Si se adoptan los nuevos formularios de observadores para el atún rojo que también se han desarrollado, este problema podría resolverse, y el Comité podría proporcionar una respuesta más detallada a la Comisión.

9.3 Proporcionar tablas de tasas de crecimiento actualizadas de atún rojo basadas en la información de los BCD y otros datos presentados [Rec. 13-07], párrafo 98

Contexto: La [Rec. 13-07], párrafo 98, solicita al SCRS que revise la información de los BCD y otros datos enviados y que continúe estudiando las tasas de crecimiento con el fin de proporcionar tablas de crecimiento actualizadas a la Comisión antes de la reunión anual de 2014.

En el documento SCRS/2014/162 se analizaban los datos de sacrificio de más de 130.000 atunes rojos en jaulas para estimar factores de crecimiento máximo potencial en las granjas (ninguna granja específica). El documento presenta posibles aproximaciones de un crecimiento "máximo" basadas en la distribución de probabilidades de la variación de peso por talla, a partir de tres modelos estadísticos alternativos, que utilizan el percentil 75% de funciones de densidad acumulativa. Las aproximaciones estimadas se compararon con la tabla de crecimiento máximo actual adoptada por el SCRS en 2010. Se halló que dos de las aproximaciones eran inferiores. Este análisis confirmó que la cría incrementa el peso en comparación con peces de talla similar en estado salvaje, e indicaban que había efectos estacionales en el crecimiento. Sin embargo, se concluyó que las diferencias entre las aproximaciones de crecimiento y la tabla actual de crecimiento deberían seguir revisándose y evaluándose antes de que pueda presentarse una tabla de crecimiento actualizada a la Comisión.

9.4 Examen de las especificaciones técnicas para la utilización de sistemas de cámaras estereoscópicas tal y como se definen en la [Rec. 13-08]

Contexto: La [Rec. 13-08], párrafo 6, solicita al SCRS que examine las especificaciones técnicas del uso de sistemas de cámaras estereoscópicas tal y como se definen en los párrafos 1 a 5 de esta recomendación. El SCRS facilitará también recomendaciones para mejorar el sistema.

Seis CPC presentaron en 2014 datos de talla y peso, obtenidos a partir de mediciones en las operaciones de introducción en jaulas utilizando sistemas de cámaras estereoscópicas. Sin embargo, no se proporcionó información detallada de las especificaciones técnicas de los sistemas de cámaras estereoscópicas utilizados. Por tanto, el Comité no pudo revisarlas o compararlas con las especificaciones facilitadas en la [Rec. 13-08]. El Comité recomienda que las CPC que usen sistemas de cámaras estereoscópicas faciliten a la Secretaría las especificaciones de su aplicación, lo que incluye:

Disposición de las cámaras entre la jaula de almacenaje y las redes de transferencia.

- Características de las cámaras, distancia, especificación de grabación de vídeo y especificaciones de determinaciones de talla y número.
- Programas y especificaciones para convertir las mediciones e imágenes digitales a la medición equivalente de la talla real, así como factores de conversión para el peso.

Estas especificaciones deberían facilitarse junto con los datos de talla y peso presentados. En el documento SCRS/2014/141 se presenta una revisión preliminar de datos de cámaras estereoscópicas recopilados y presentados.

9.5 Proporcionar respuestas a las solicitudes de la segunda reunión del Grupo de trabajo de gestores y científicos pesqueros para respaldar la evaluación de stock de atún rojo del Atlántico oeste

Uno de los objetivos de la segunda reunión del Grupo de trabajo de gestores y científicos pesqueros para respaldar la evaluación de stock de atún rojo del Atlántico oeste celebrada en la Isla Prince Edward, Canadá, era explorar opciones/propuestas para el desarrollo de nuevos índices de abundancia independientes de la pesquería y la mejora de los índices de atún rojo existentes. En este contexto, Japón propuso una prospección de la CPUE de palangre en la zona intermedia de tres caladeros nacionales. Para completar esta prospección mejorada, el SCRS debatió el potencial de un nuevo índice compuesto por los datos de CPUE existentes combinados de flotas japonesas, canadienses y estadounidenses que operan en el Atlántico noroccidental. El índice combinado requeriría el acceso a datos desglosados por operaciones de pesca de las CPC respectivas. Hubo un consenso general en cuanto a que dicho índice de CPUE podría suponer una contribución importante para la futura evaluación de stock de atún rojo del oeste. El SCRS reconoció los obstáculos potenciales que podrían surgir debido a las normas de confidencialidad de los datos de las diferentes CPC. Sin embargo, el SCRS acordó también que deberían explorarse posibles medios para estimar la CPUE combinada utilizando los datos desglosados por operaciones (reconociendo los requisitos de confidencialidad de cada CPC), e instó encarecidamente a los científicos japoneses, canadienses y estadounidenses a que colaboren en el desarrollo de un nuevo índice. Se sugirió iniciar el trabajo de colaboración utilizando los datos agregados existentes que no tienen limitaciones de confidencialidad mientras se buscan opciones para recopilar datos con una mayor resolución. Para alcanzar este objetivo, se recomendó que se constituya un pequeño grupo de trabajo, formado por uno o dos científicos representantes de Canadá, Japón, México y Estados Unidos (en 2015), para investigar enfoques para combinar los datos brutos de captura/esfuerzo para la CPUE de cada país en un nuevo índice (o índices) de abundancia de atún rojo del Atlántico occidental.

Se presentaron varias propuestas sobre el desarrollo de nuevos índices (dependientes o independientes de la pesquería) de abundancia y sobre la mejora de los índices existentes de atún rojo en la reunión del grupo de trabajo de científicos y gestores celebrada en Charlottetown, PEI. Se recomendó que los resultados de este trabajo y las nuevas propuestas se presentaran al SCRS en septiembre de 2014 con miras a su revisión y evaluación. Lamentablemente, dado el tiempo requerido para una actualización de la evaluación de los stocks del este y del oeste, no se dispuso de tiempo suficiente para revisar los detalles específicos de cada propuesta. Se desarrolló una matriz de evaluación general (**Tablas 24 y 25**) y los criterios de cada propuesta fueron establecidos por la CPC que presentó la propuesta. Cabe señalar que cada una de las propuestas fue examinada por los científicos nacionales y la reunión de científicos y gestores, y como tal, cada una de ellas tenía valor científico para abordar una variedad de cuestiones y supondría una contribución valiosa a la evaluación de stock de atún rojo del oeste. El SCRS acordó en general que estos proyectos podrían contribuir al desarrollo de nuevos índices y a mejoras de los antiguos, y respalda desarrollos adicionales de las propuestas formales de las CPC para las propuestas que requieran una cuota científica o financiación de la Comisión. Sin embargo, no se clasificaron los proyectos en función de su prioridad y beneficios.

La Segunda reunión del Grupo de trabajo de gestores y científicos pesqueros para respaldar la evaluación de stock de atún rojo del Atlántico oeste realizó también las siguientes solicitudes:

Siempre que no interfiera con el plan de trabajo actual del SCRS, establecido de acuerdo con decisiones anteriores del SCRS y de la Comisión, el Grupo de trabajo solicita al SCRS que:

- 1) Considere la propuesta de Canadá de utilizar el modelo de producción excedente al mismo tiempo que se lleva a cabo la actualización de la evaluación de stock en 2014.
- 2) Como parte de la actualización de la evaluación de atún rojo del Atlántico oeste de 2014, que proporcione orientaciones sobre un rango de medidas de ordenación sobre la talla de los peces para el atún rojo del Atlántico oeste y sobre su impacto en las consideraciones de rendimiento por recluta y de reproductor por recluta. El SCRS debería comentar también el efecto de las medidas de ordenación relacionadas con la talla de los peces en su capacidad de realizar un seguimiento del estado del stock.
- 3) Presente en la reunión de la Comisión de 2014 para su consideración: un abanico de posibles puntos de referencia objetivo provisionales basados en niveles expresados en el porcentaje de la biomasa reproductora del stock actualmente estimado teniendo en cuenta factores importantes, lo que incluye, sin limitarse a ello, velocidad estimada de aumento de la biomasa del stock reproductor, niveles del reclutamiento reciente y el nivel que corresponda a una biomasa que permita al SCRS determinar si existe un escenario de reclutamiento aplicable al stock de atún rojo del Atlántico oeste. Una matriz de estrategia para conseguir estos puntos de referencia objetivo provisionales; un punto de referencia límite, teniendo en cuenta el nivel históricamente más bajo de la biomasa reproductora del stock y una matriz de estrategia para evitar descender por debajo del punto de referencia límite provisional.

El Comité no dispuso de tiempo suficiente para responder plenamente a todas estas solicitudes, pero ofrece las siguientes respuestas hasta que este asunto pueda considerarse más adecuadamente.

- 1) La 2ª reunión del Grupo de trabajo de gestores y científicos pesqueros para respaldar la evaluación de stock de atún rojo del Atlántico oeste solicitó que el Grupo de especies de atún rojo considere una propuesta de Canadá de utilizar un modelo de producción excedente en asociación con la evaluación de stock actualizada en 2014, siempre y cuando no interfiera con el plan de trabajo actual. El SCRS está de acuerdo en que sería útil evaluar todos los métodos apropiados para los datos disponibles y el ciclo vital de la especie en cuestión, lo que en algunos casos podría incluir modelos de producción. Sin embargo, el SCRS manifestó su preocupación por el hecho de que la Comisión prescriba qué métodos debería emplear el SCRS. Sin embargo, para responder a la solicitud de la Comisión, el Grupo examinó el documento SCRS/2014/183. El Grupo no llegó a un consenso sobre las ventajas de utilizar los modelos de producción del tipo debatido en el documento SCRS/2014/183 para proporcionar asesoramiento científico sobre el estado del atún rojo del Atlántico. Se indicó que dichos modelos de producción ignoran la información sobre estructura por edad y talla de la captura, y asumen que todas las clases de edad presentan la misma vulnerabilidad a la pesquería (lo que claramente no es el caso del atún rojo del Atlántico). Sin embargo, se indicó que los grupos de trabajo anteriores habían explorado la utilización de modelos de producción estructurados por edad y que podría valer la pena explorar otra vez estos enfoques. El Grupo convino en que el modelo de producción excedente podría ser útil como posible procedimiento de ordenación que se prueba en un marco de estrategias de ordenación.
- 2) El Comité no pudo realizar un nuevo análisis del rendimiento por recluta del atún rojo para abordar esta cuestión en particular durante la reunión de evaluación de stock de 2014, debido a limitaciones de tiempo, y por tanto, reitera la respuesta facilitada a la Comisión en 2012 (siguiente párrafo). El Comité indicó que, si el tiempo lo permite, evaluará el impacto de adoptar límites de talla alternativos más grandes, que tengan en cuenta la edad de madurez del atún rojo del Atlántico oeste, en el rendimiento por recluta y en la reproducción por recluta durante 2015.

El Comité recuerda que en 2012 revisó los cálculos de rendimiento por recluta utilizando varios patrones de selectividad por arte, basados en los resultados de la evaluación de 2010, y un patrón de selectividad reducido hasta en un 40% para las edades 1 a 6 para toda la pesquería, basado en los resultados de la evaluación de 2012. El Comité reconoció que Y/R y SSB/R podrían mejorar cambiando el patrón de selectividad (la reducción de la selectividad de las edades 1-6 en un 40% se tradujo sólo en mejoras modestas), pero esto implicaría cambios en la asignación con implicaciones que van más allá de las consideraciones estrictas sobre Y/R y SSB/R. Además, el Comité manifestó su preocupación por el hecho de que dichos cambios en la selectividad afectarían a la disponibilidad y utilidad de los índices del tamaño del stock, actualmente utilizados en la evaluación. Además, las reglamentaciones para reducir las capturas

de los atunes rojos de edades 1 a 6 podrían tener consecuencias negativas imprevistas, como un incremento en la mortalidad por descarte, de las que podría ser difícil hacer un seguimiento, y cambios debidos a la reasignación del esfuerzo que podrían ser difíciles de predecir.

- 3) La biomasa objetivo del stock reproductor del atún rojo del Atlántico occidental se basa actualmente en el nivel que permitiría el RMS (SSB_{RMS}), con miras a alcanzar este objetivo desde ahora hasta 2019 [Rec. 98-07]. El cálculo de RMS y SSB_{RMS} depende de supuestos sobre la relación subyacente stock-reclutamiento, el SCRS proporciona actualmente asesoramiento de ordenación asumiendo dos escenarios de reclutamiento de stock alternativos que divergen en gran medida en sus estimaciones de SSB_{RMS} para el atún rojo del Atlántico. Por tanto, resulta difícil implementar normas de control de la captura utilizando puntos de referencia basados en RMS. Hay varios candidatos potenciales para un punto de referencia objetivo provisional que pueda servir de aproximación para objetivos basados en RMS, pero no requieren ningún supuesto sobre la relación stock-reclutamiento. Uno sugerido para el atún rojo en el pasado es $F_{0,1}$ (una tasa de mortalidad por pesca basada en consideraciones de rendimiento por recluta) y la biomasa objetivo asociada $SSB_{F_{0,1}}$. En algunos casos, $SSB_{F_{0,1}}$ se derivó utilizando una relación stock-reclutamiento asumida, sin embargo se puede asumir simplemente que los niveles futuros de reclutamiento a corto plazo serán probablemente similares a las estimaciones de reclutamiento del pasado reciente, y tratar el cálculo resultante de $SSB_{F_{0,1}}$ como un objetivo provisional (a corto plazo) que se actualizaría en cada evaluación. Otras aproximaciones, como la ratio potencial de reproducción (SPR) se han utilizado para otras pesquerías, aunque la determinación de qué nivel de SPR es apropiado requiere trabajos adicionales.

ICCAT no tiene una definición oficial de punto de referencia límite. Como parte de las normas de control de la captura, un punto de referencia límite (LRP) está destinado a restringir las capturas con el fin de evitar estados muy indeseables del stock, como sobrepesca de reclutamiento, ya que la recuperación podría ser irreversible o lentamente reversible. Los LRP pueden establecerse basándose en tasas de mortalidad por pesca o en relación a niveles de biomasa. En este caso, se interpreta que la Comisión se está refiriendo a un LRP relacionado con la biomasa. En el contexto de recientes discusiones sobre controles de captura dentro del SCRS y para esta respuesta, un LRP relacionado con la biomasa se define como un límite (por ejemplo, en términos de niveles de biomasa absoluta o relativa, ratios potenciales de reproducción (SPR), etc.) que, si se cruza, requeriría el cese de las capturas hasta que el stock se haya recuperado hasta un nivel por encima del LRP. Pueden establecerse normas de control de la captura adicionales para que trabajen junto con el LRP con el fin de evitar que se caiga por debajo del LRP con una gran probabilidad. Cabe señalar que los LRP deben considerarse en conjunto con las medidas de ordenación relacionadas ya que algunos de los LRP posibles mencionados aquí se usan en otras OROP, pero no necesariamente como un punto en el que debe cesar la captura. Se señaló también que el paradigma del LRP asume efectivamente que se conoce exactamente el estado del stock, mientras que en realidad esto está sujeto a incertidumbres, lo que conduce a problemas a la hora de elaborar recomendaciones sobre esta base; un propósito principal de los enfoques MSE es evitar estos problemas.

Para el stock de atún rojo occidental, es preferible basar el LRP en parámetros que no dependan de un escenario particular de reclutamiento del stock. Las opciones de puntos de referencia límite incluyen:

- Niveles de biomasa considerados necesarios para evitar la sobrepesca de reclutamiento, para preservar la diversidad genética, garantizar el éxito de la reproducción y/o mantener la robustez ante cambios en las condiciones medioambientales, etc. Pueden ser absolutos o relativos.
- Niveles de SSB basados en estimaciones históricas.
- SPR (ratios potenciales de reproducción).
- Valores de cantidades directamente “observables” como índices de abundancia (preferiblemente independientes de la pesquería) que sean independientes de los supuestos asociados con las evaluaciones.

Como ejemplo, un punto de referencia límite provisional de SPR (por ejemplo, 20%, 30%, 40%) podría utilizarse para el stock de atún rojo occidental. En dicho caso, si la Comisión adoptara un conjunto de normas de control de la captura que incorporen este LRP, y si el SPR (calculado, por ejemplo, a partir de la ratio de la biomasa por recluta del stock reproductor capturada (SSB_R) respecto a la SSB_R no capturada) cayera por debajo del nivel prescrito, debería cesar la pesca del stock hasta que la SPR sea de nuevo mayor que dicho nivel. Una medida como $F_{0,1}$ podría considerarse como un punto de referencia límite de la mortalidad por pesca con un punto de referencia objetivo establecido como algún porcentaje fijo de $F_{0,1}$.

El Comité examinó los resultados basados en una modelación de simulación (SCRS/2014/145) que indican que establecer niveles de F objetivo adecuados con una norma de control de la captura para el atún rojo oriental podría aumentar la captura a largo plazo, permitir una mayor estabilidad en los TAC anuales y mantener menores probabilidades de sobrepesca de reclutamiento. Sin embargo, el Comité identificó previamente algunas limitaciones de este enfoque y recomendó realizar más análisis. Las evaluaciones de estrategias de ordenación (MSE) pueden ayudar a describir el rendimiento relativo de puntos de referencia específicos en el sentido de lograr los objetivos de ordenación y el riesgo de que los niveles del stock caigan por debajo de los puntos de referencia definidos (límites y umbrales) para una serie de puntos de referencia objetivo en el marco de normas de control de la captura (HCR) específicas, similares a las llevadas a cabo para el atún rojo del este. El Comité indicó que el GBYP está haciendo muy bien el desarrollo de un marco para llevar a cabo una MSE para el atún rojo del Atlántico. Se requieren más orientaciones por parte de la Comisión con el fin de definir estos puntos de referencia objetivo, ya que podrían depender de criterios tales como la probabilidad deseada para mantener los stocks en situación de no sobrepescados ni experimentando sobrepesca (por ejemplo, un porcentaje apropiado de F_{RMS}) o para evitar el colapso del stock. En general, debe recordarse que las MSE se integran efectivamente en el rango de evaluaciones plausibles alternativas y no se relacionan directamente con puntos de referencia tal y como se definen en el paradigma de “mejor evaluación”, en su lugar, las MSE se centran en valorar la consecución de objetivos a menudo contradictorios, expresados en términos de estadísticas de rendimiento.

Debido a limitaciones de tiempo, el SCRS no pudo preparar matrices de estrategia para cada ejemplo de los puntos de referencia.

10 Otros asuntos

No se debatieron otros asuntos.

11 Adopción del informe y clausura

El informe fue adoptado.

El Presidente agradeció a los participantes el gran trabajo realizado y la reunión fue clausurada.

Referencias

- Anon. 2003. Report of the 2002 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(3): 710-937.
- Rooker JR, Secor DH, DeMetrio G, Schloesser R, Block BA, Neilson JD. 2008. Natal homing and connectivity in Atlantic bluefin tuna populations. *Science* 322:742-744
- Anon. 2011. Report of the 2010 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain - September 6 to 12, 2010). Collect. Vol. Sci. Pap. 66(2): 505-714.
- Palma, C. and Ortiz, M. 2011. Estimating the Atlantic bluefin (*Thunnus t. thynnus*) catch-at-size by quarter and 5 by 5 degree squares. Do not publish.
- Ortiz, M. and Palma, C. 2011, Summary of comparison and verification of the AGEIT Program for age-slicing of bluefin tuna catch at size (CAS) information. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(2): 918-934.
- Walter JF. and Porch CE., 2012. Modeling terminal-year fishing mortality rates in western Atlantic bluefin tuna virtual population analyses. *Aquatic Living Resources*, 25(4): pp 333-340.
- Kell, L., Bonhommeau, S., Fromentin, J.M. 2013. A Catch Curve Analysis for East Atlantic and Mediterranean Bluefin Tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 69(1): 199-203.
- Fromentin, J.M., Bonhommeau, S. and Brisset, B. 2013. Update of the index of abundance of juvenile bluefin tuna in the western Mediterranean Sea until 2011. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 69(1): 454-461.
- Itoh T. 2014. Research Proposal to Improve Stock Abundance Indices for Western Stock of Atlantic bluefin Tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 70(2): 678-683.
- Japan. 2014. Talking Points of Scientific Design on Research Plan for Western Bluefin Tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 70(2): 703-707.

TABLEAUX

Tableau 1. Données de capture (t) de la Tâche I de thon rouge de l'Atlantique Nord (*Thunnus thynnus*) par zone, engin et pavillon principaux (telles qu'utilisées dans l'évaluation du stock de thon rouge, 2014-07-01). La dernière colonne (2013*) montre les prises de la Tâche I pour 2013 telles qu'en disposait le SCRS à sa réunion.

Tableau 2. Prise (Tâche I) de thon rouge de l'Ouest (ombré foncé) et tableau correspondant d'informations de taille/CAS (ombré clair) pour créer la CAS et CAA au titre de 2010-2011. Les rangées surlignées montrent les substitutions SZ/CAS.

Tableau 3. Prise (Tâche I) de thon rouge de l'Est (ombré foncé) et tableau correspondant d'informations de taille/CAS (ombré clair) pour créer la CAS et CAA au titre de 2010-2011. Les rangées surlignées montrent les SZ/CAS.

Tableau 4. Prise (Tâche I) de thon rouge de la Méditerranée (ombré foncé) et tableau correspondant d'informations de taille/CAS (ombré clair) pour créer la CAS et CAA au titre de 2010-2011. Les rangées surlignées montrent les SZ/CAS.

Tableau 5. Coefficients de conversion de la taille, du poids et du poids par taille estimés pour le stock de thon rouge de l'Atlantique. Les fonctions poids-taille surlignées correspondent aux équations annuelles représentant la moyenne globale de la population. Les mesures de taille sont : longueur droite à la fourche (SFL) ; longueur courbée à la fourche (CFL) ; longueur le épine dorsale (LD1) ; longueur tête ligne droit du museau à l'opercule (HeadL) ; longueur pré-operculaire ligne droite du museau au pré-opercule (PreOP). Les mesures du poids sont : poids vif = poids de tout le poisson (RWT) ; poids éviscéré = poids sans viscères ni gonades (GWT) ; éviscéré et sans branchies = poids sans viscères, gonades ni branchies (GGWT) ; éviscéré, sans branchie et sans queue = poids sans viscères, gonades, branchies ni queue (GGTWT) ; et poids manipulé = poids du poisson éviscéré, étêté et sans queue (DWT). Toutes les unités de taille sont en centimètres (cm) et le poids en kilogrammes (kg).

Tableau 6. Coefficients estimés alpha et beta pour la relation mensuelle poids-taille du thon rouge de l'Atlantique. Toutes les fonctions correspondent à la longueur droite à la fourche (SFL) (cm) et au poids vif (RWT) en kg.

Tableau 7. Spécifications pour les indices d'abondance pour le thon rouge de l'Ouest.

Tableau 8. Séries de CPUE utilisées dans l'évaluation du stock de thon rouge de l'Est et de la Méditerranée.

Tableau 9. Description des indices d'abondance disponibles pour l'évaluation du thon rouge de l'Ouest de 2014.

Tableau 10. Spécifications techniques des scénarios ADAPT-VPA qui ont fait l'objet d'examen 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 8**).

Tableau 11. Spécifications des paramètres du scénario de continuité, du cas de base et de sensibilité de la VPA.

Tableau 12. Thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée. Résumé des valeurs actuelles de la mortalité par pêche et de la biomasse du stock reproducteur pour les différents scénarios des niveaux de capture historique et de recrutement.

Tableau 13. Thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée. Résumé des valeurs des points de référence pour les différents scénarios des niveaux de capture historique et de recrutement.

Tableau 14. Estimations de la biomasse du stock reproducteur et du recrutement à partir du cas de base de la VPA du thon rouge de l'Ouest.

Tableau 15. Clef préliminaire moyenne âge-longueur appliquée à la prise par taille du thon rouge de l'Ouest pour une comparaison de sensibilité avec la méthode de découpage des âges utilisée dans le cas de base de la VPA.

Tableau 16. WBFT : Paramètres et points de référence estimés avec des intervalles de confiance de 80%.

Tableau 17. Comparaison des estimations des paramètres du cas de base de la VPA de l'évaluation de 2014 et du cas de base de la VPA de l'évaluation de 2012 sur le thon rouge de l'Ouest.

Tableau 18. WBFT : Probabilité annuelle que $F_{\text{actuel}} < F_{\text{PME}}$ à divers niveaux de prise totale admissible. Le TAC actuel de 1.750 t est indiqué en caractères gras.

Tableau 19. WBFT : Probabilité annuelle que $SSB > SSB_{\text{PME}}$ à divers niveaux de prise totale admissible. Le TAC actuel de 1.750 t est indiqué en caractères gras.

Tableau 20. WBFT : Probabilité annuelle conjointe que $F < F_{PME}$ et $SSB > SSB_{PME}$ à divers niveaux de prise totale admissible. Le TAC actuel de 1.750 t est indiqué en caractères gras.

Tableau 21. Probabilités de $F < F_{PME}$ pour des quotas oscillant entre 0 et 30.000 t pour 2014 jusqu'en 2022 inclus. Les zones ombrées correspondent aux probabilités de s'inscrire dans une fourchette de 50 à 59%, de 60 à 69%, de 70 à 79%, de 80 à 89 % et supérieure ou égale à 90%.

Tableau 22. Probabilités de $SSB > SSB_{PME}$ pour des quotas oscillant entre 0 et 30.000 t pour 2014 jusqu'en 2022 inclus. Les zones ombrées correspondent aux probabilités de s'inscrire dans une fourchette de 50 à 59%, de 60 à 69%, de 70 à 79%, de 80 à 89 % et supérieure ou égale à 90%.

Tableau 23. Probabilités de $F < F_{PME}$ et $SSB > SSB_{PME}$ pour des quotas oscillant entre 0 et 30.000 t pour 2014 jusqu'en 2022 inclus. Les zones ombrées correspondent aux probabilités de s'inscrire dans une fourchette de 50 à 59%, de 60 à 69 %, de 70 à 79%, de 80 à 89 % et supérieure ou égale à 90 %.

Tableau 24. Matrice d'évaluation générale pour chaque proposition formulée par la CPC auteur de la proposition.

Tableau 25. Suggestions pour les critères d'évaluation des propositions.

TABLAS

Tabla 1. Datos de captura de Tarea I (t) de atún rojo del Atlántico norte (*Thunnus thynnus*) por área, arte y pabellón principales (utilizados en la evaluación de stock de atún rojo, 01/07/2014). La última columna (2013*) muestra las capturas de Tarea I para 2013 disponibles durante el SCRS.

Tabla 2. Captura (Tarea I) para el atún rojo del Oeste (sombreado oscuro) y tabla correspondiente de información sobre talla/CAS (sombreado claro) para generar la CAS y la CAA para 2010-2011. Las filas destacadas muestran sustituciones SZ/CAS.

Tabla 3. Captura (Tarea I) para el atún rojo del Este (sombreado oscuro) y tabla correspondiente de información sobre talla/CAS (sombreado claro) para generar la CAS y la CAA para 2010-2011. Las filas destacadas muestran SZ/CAS.

Tabla 4. Captura (Tarea I) para el atún rojo del Mediterráneo (sombreado oscuro) y tabla correspondiente de información sobre talla/CAS (sombreado claro) para generar la CAS y la CAA para 2010-2011. Las filas destacadas muestran SZ/CAS.

Tabla 5. Factores de conversión de talla, peso y peso por talla estimados para los stocks de atún rojo del Atlántico. Las funciones peso-talla destacadas corresponden a las ecuaciones anuales que representan la media global de la población. Las medidas de talla están en longitud recta a la horquilla (SFL), longitud curva a la horquilla (CFL), longitud a la primera espina dorsal (LD1), longitud de la cabeza en línea recta desde el hocico al opérculo (HeadL), longitud preopercular en línea recta desde el hocico al preopérculo (PreOP). Las medidas de peso están en peso vivo: peso de todo el pez (RWT), peso eviscerado: peso sin entrañas ni gónadas (GWT), eviscerado y sin agallas: peso sin entrañas, gónadas, ni agallas (GGWT), eviscerado, sin agallas y sin cola: peso sin entrañas, gónadas, agallas ni cola (GGTWT) y peso canal: peso del pez eviscerado y sin cabeza ni cola (DWT). Todas las unidades de talla son centímetros (cm) y las de peso kilogramos (kg).

Tabla 6. Coeficientes estimados alfa y beta para la relación talla-peso mensual del atún rojo del Atlántico. Todas las funciones corresponden a longitud recta a la horquilla (SFL) cm y a peso vivo (RWT) kg.

Tabla 7. Especificaciones para los índices de abundancia para el atún rojo del oeste.

Tabla 8. Serie de CPUE utilizada en la evaluación de stock del atún rojo del este y Mediterráneo.

Tabla 9. Descripción de los índices de abundancia disponibles para la evaluación de 2014 de atún rojo occidental.

Tabla 10. Especificaciones técnicas de los ensayos del ADAPT-VPA investigados para el stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo (para acrónimos de las series de CPUE véase la **Tabla 8**).

Tabla 11. Especificaciones de los parámetros de los ensayos de continuidad, del caso base y de sensibilidad del VPA para el atún rojo del oeste.

Tabla 12. Atún rojo del Atlántico este/Mediterráneo. Resumen de los valores actuales de la mortalidad por pesca y la biomasa reproductora del stock para los diferentes escenarios de niveles de captura histórica y de reclutamiento.

Tabla 13. Atún rojo del Atlántico este/Mediterráneo. Resumen de los valores de los puntos de referencia para los diferentes escenarios de niveles de captura histórica y de reclutamiento.

Tabla 14. Estimaciones de la biomasa del stock reproductor y de reclutamiento del caso base del VPA para el atún rojo del oeste.

Tabla 15. Clave edad-talla media preliminar aplicada a la captura por talla del atún rojo del oeste para una comparación de sensibilidad con el método de separación de edades usado en el caso base del VPA.

Tabla 16. Atún rojo del oeste. Elementos y puntos de referencia estimados con intervalos de confianza del 80%.

Tabla 17. Comparación de las estimaciones de elementos de referencia entre el caso base del VPA de la evaluación de 2014 y el caso base del VPA de la de 2012 para el atún rojo del Atlántico oeste.

Tabla 18. Atún rojo del oeste. Probabilidad anual de que $F_{\text{actual}} < F_{\text{RMS}}$ en diversos niveles de captura total admisible. El TAC actual de 1.750 t aparece en negrita.

Tabla 19. Atún rojo del oeste. Probabilidad anual de que $SSB > SSB_{\text{RMS}}$ en diversos niveles de captura total admisible. El TAC actual de 1.750 t aparece en negrita.

Tabla 20. Atún rojo del oeste. Probabilidad anual conjunta de que $F < F_{\text{RMS}}$ y $SSB > SSB_{\text{RMS}}$ en diversos niveles de captura total admisible. El TAC actual de 1.750 t aparece en negrita.

Tabla 21. Probabilidades de que $F < F_{RMS}$ para cuotas de 0 a 30.000 t desde 2014 hasta 2022 inclusive. El sombreado corresponde a las probabilidades de encontrarse en los rangos de 50-59%, 60- 69%, 70-79%, 80-89% y superior o igual a 90%.

Tabla 22. Probabilidades de que $SSB > SSB_{RMS}$ para cuotas desde 0 a 30.000 t desde 2014 hasta 2022 inclusive. El sombreado corresponde a las probabilidades de encontrarse en los rangos de 50-59%, 60- 69%, 70-79%, 80-89% y superior o igual a 90%.

Tabla 23. Probabilidades de que $F < F_{RMS}$ y $SSB > SSB_{RMS}$ para cuotas desde 0 a 30.000 t desde 2014 hasta 2022 inclusive. El sombreado corresponde a las probabilidades de encontrarse en los rangos de 50-59 %, 60- 69 %, 70-79 %, 80-89 % y superior o igual a 90 %.

Tabla 24. Matriz de evaluación general para cada propuesta realizada y presentada por las CPC.

Tabla 25. Sugerencias para los criterios de evaluación de propuestas.

FIGURES

Figure 1. Estimation de la distribution de la capture de la Tâche I (5x5 lat long.) de thon rouge par décennie (1950-2012) et par engin principal.

Figure 2. Prises déclarées et estimées de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée par zone. Les prises estimées sont indiquées par la zone grise et le TAC est indiqué par la ligne rouge.

Figure 3. Prises déclarées et estimées de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée par engins principaux. Les prises estimées sont indiquées par la zone grise et le TAC est indiqué par la ligne rouge.

Figure 4. Distributions de la fréquence des tailles pour les senneurs de UE-Croatie à partir des expériences de marquage du GBYP en 2013 (gauche) et des mesures prises par les caméras stéréoscopiques au moment de la mise en cage en 2014.

Figure 5. Prise déclarée de thon rouge de l'Atlantique Ouest par année et engins principaux.

Figure 6. Prise déclarée (barres) de thon rouge de l'Atlantique Ouest et TAC annuel correspondant (ligne rouge).

Figure 7. Diagrammes des séries temporelles de CPUE comme indicateur des pêcheries pour le stock de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée utilisés dans l'évaluation des stocks de 2014. Toutes les séries de CPUE sont des séries standardisées, sauf l'indice nominal des senneurs norvégiens. La série des canneurs espagnols (panneau supérieur gauche) a été divisée en trois séries afin de tenir compte des changements des schémas de sélectivité et la dernière série a été actualisée jusqu'en 2013 à l'aide des données des canneurs français et espagnols en raison de la vente du quota par la flottille espagnole. La CPUE des madragues marocaines et espagnoles et la CPUE de la palangre japonaise pour l'Atlantique Nord-Est ont été mises à jour jusqu'en 2013. La CPUE marocaine n'a été utilisée que pour les analyses de sensibilité.

Figure 8. Indices d'abondance utilisés dans le cas de base du modèle VPA du thon rouge de l'Ouest (+/- 1 erreur standard).

Figure 9. Comparaison des indices utilisés dans l'évaluation du stock actualisée en 2014 avec la VPA du thon rouge de l'Ouest de 2012. L'indice GSL divisé utilisé pour le scénario de sensibilité est montré.

Figure 10. Fréquence des sorties réalisées par les flottilles de thon rouge pêchant dans le golfe du Saint Laurent (1981-2013). Les couleurs correspondent au jour de l'année et les tailles des bulles reflètent le nombre relatif de sorties.

Figure 11. Données d'âge-longueur utilisées pour construire une clef âge-longueur pour assigner les âges aux données de prise par taille dans la VPA pilote du thon rouge de l'Ouest.

Figure 12. Distribution par taille des échantillons utilisée dans la construction de la clef âge-longueur pour le thon rouge de l'Ouest.

Figure 13. Thon rouge de l'Atlantique Est. Scénarios pour le cas de base de l'évaluation de 2012 et son actualisation en utilisant les données jusqu'en 2011 (prise déclarée et réajustée) montrant les séries temporelles de la mortalité par pêche aux âges 2-5 (panneau supérieur gauche), de la mortalité par pêche aux âges 10+ (panneau supérieur droit), des recrutements avec les trois dernières années supprimées car il n'est pas possible d'estimer le récent recrutement de façon fiable à partir de l'analyse VPA de la prise par âge (panneau inférieur gauche), et la SSB (panneau inférieur droit).

Figure 14. Thon rouge de l'Atlantique Est. Résultats du scénario de continuité (prise déclarée et réajustée) montrant les séries temporelles de la mortalité par pêche aux âges 2-5 (panneau supérieur gauche), de la mortalité par pêche aux âges 10+ (panneau supérieur droit), des recrutements avec les trois dernières années supprimées car il n'est pas possible d'estimer le récent recrutement de façon fiable à partir de l'analyse VPA de la prise par âge (panneau inférieur gauche), et la SSB (panneau inférieur droit).

Figure 15. Thon rouge de l'Atlantique Est. Scénarios rétrospectifs pour le scénario de continuité (*prise déclarée*) montrant les séries temporelles de la mortalité par pêche aux âges 2-5 (panneau supérieur gauche), de la mortalité par pêche aux âges 10+ (panneau supérieur droit), des recrutements avec les trois dernières années supprimées car il n'est pas possible d'estimer le récent recrutement de façon fiable à partir de l'analyse de la prise par âge (panneau inférieur gauche), et la SSB (panneau inférieur droit).

Figure 16. Thon rouge de l'Atlantique Est. Scénarios rétrospectifs pour le scénario de continuité (*prise réajustée, soit prise extrapolée à 50.000 t de 1998 à 2006 et à 61.000 t en 2007, mais pas d'inflation de la prise déclarée depuis 2008*) montrant les séries temporelles de la mortalité par pêche aux âges 2-5 (panneau supérieur gauche), de la mortalité par pêche aux âges 10+ (panneau supérieur droit), des recrutements avec les trois dernières années supprimées car il n'est pas possible d'estimer le récent recrutement de façon fiable à partir de l'analyse de la prise par âge (panneau inférieur gauche), et la SSB (panneau inférieur droit).

Figure 17. Thon rouge de l'Atlantique Est. Scénarios pour les cinq scénarios de sensibilité pour les postulats sur le choix des séries de CPUE utilisant la prise déclarée montrant les séries temporelles de la mortalité par pêche aux âges 2-5 (panneau supérieur gauche), de la mortalité par pêche aux âges 10+ (panneau supérieur droit), des recrutements avec les trois dernières années supprimées car il n'est pas possible d'estimer le récent recrutement de façon fiable à partir de l'analyse de la prise par âge (panneau inférieur gauche), et la SSB (panneau inférieur droit). Les scénarios ont été comparés au scénario de continuité.

Figure 18. Thon rouge de l'Atlantique Est. Scénarios pour les trois scénarios de sensibilité pour les postulats sur le F-ratio et les âges terminaux utilisant la prise déclarée montrant les séries temporelles de la mortalité par pêche aux âges 2-5 (panneau supérieur gauche), de la mortalité par pêche aux âges 10+ (panneau supérieur droit), des recrutements avec les trois dernières années supprimées car il n'est pas possible d'estimer le récent recrutement de façon fiable à partir de l'analyse de la prise par âge (panneau inférieur gauche), et la SSB (panneau inférieur droit). Les scénarios ont été comparés au scénario de continuité.

Figure 19. Thon rouge de l'Atlantique Est. Le scénario préliminaire de référence (étude pilote) avec les mêmes paramètres que le scénario de continuité a été exploré à l'aide de la prise déclarée ; toutefois, le Groupe n'a pas pu réaliser un examen complet de ces résultats car il n'a pas disposé de suffisamment de temps pour actualiser l'évaluation du stock pendant la réunion. On montre les séries temporelles de la mortalité par pêche aux âges 2-5 (panneau supérieur gauche), de la mortalité par pêche aux âges 10+ (panneau supérieur droit), des recrutements avec les trois dernières années supprimées car il n'est pas possible d'estimer le récent recrutement de façon fiable à partir de l'analyse de la prise par âge (panneau inférieur gauche), et la SSB (panneau inférieur droit). Les scénarios ont été comparés au scénario de continuité.

Figure 20. Thon rouge de l'Atlantique Est. Séries de CPUE (points) et valeurs ajustées (lignes) résultant de la VPA du scénario de continuité (prise déclarée) utilisant la prise déclarée.

Figure 21. Thon rouge de l'Atlantique Est. Comparaison entre les valeurs observées et escomptées de chaque CPUE (scénario de continuité utilisant la prise déclarée). Cela permet de vérifier rapidement quels indices sont en corrélation avec les estimations de population, la ligne noire étant la ligne $Y=X$ et la ligne bleue une régression linéaire ajustée aux données. Si un indice correspond de près aux résultats de la VPA, les lignes bleue et noire coïncideront presque.

Figure 22. Thon rouge de l'Atlantique Est. Estimation de l'état du stock de 2011 jusqu'à l'année terminale (2013) d'après le scénario de continuité de la VPA avec la prise déclarée et réajustée (panneaux supérieur et inférieur) et en considérant des niveaux de recrutement faible, moyen et élevé (lignes bleues, vertes et rouges). Les points bleus, verts et rouges représentent la distribution de l'année terminale obtenue par bootstrap pour les trois niveaux de recrutement correspondants. Panneau de gauche (sélectivité pendant la période 2007-2009) : F et SSB de 2013 par rapport aux points de référence calculés avec le schéma de sélectivité au cours de la période 2007-2009, qui était la même période que pour l'évaluation de stock de 2010. Panneau de droite (sélectivité pendant la période 2009-2011) : F et SSB de 2013 par rapport aux points de référence, avec le schéma de sélectivité au cours de la période 2009-2011 qui était la même période que pour l'évaluation de stock de 2012.

Figure 23. Ajustements des indices de CPUE pour le cas de base de la VPA pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest de 2014 (observation : illustré par des points noirs ; prédiction du modèle : illustrée par des lignes rouges).

Figure 24. Ajustements des indices de CPUE pour le cas de base de la VPA du thon rouge de l'Atlantique Ouest de 2014 (les indices observés apparaissent comme des cercles pleins ; les indices prédits apparaissent comme des lignes rouges) par rapport au cas de base du modèle de 2012 (les indices observés apparaissent comme des cercles vides ; les indices prédits apparaissent comme des lignes bleues).

Figure 25. Ajustements des indices de CPUE pour le cas de base du scénario de la VPA pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest (lignes noires) par rapport aux scénarios de sensibilité par eustachage sans l'indice GSL canadien (lignes rouges) et l'indice RR des États-Unis >177 cm (lignes bleues).

Figure 26. Thon rouge de l'Ouest : Histogrammes des estimations par bootstrap de l'état du stock et des pêcheries en 2013. La barre jaune représente les valeurs correspondant à l'estimation ponctuelle déterministe du cas de base. La probabilité cumulative est représentée par une ligne rouge continue.

Figure 27. Tendances rétrospectives de la biomasse reproductrice (âges 9 et plus) et du recrutement (âge 1) du cas de base pour le thon rouge de l'Ouest. La légende indique le nombre d'années de données supprimées du cas de base de la VPA de 2014.

Figure 28. Thon rouge de l'Ouest : Tendances rétrospectives de la biomasse reproductrice (âges 9 et plus) et du recrutement (âge 1) du scénario de sensibilité par eustachage avec la suppression de l'indice GSL canadien. La légende indique le nombre d'années de données supprimées du cas de base de la VPA de 2014.

Figure 29. Schémas rétrospectifs de la mortalité par pêche par âge selon le cas de base du modèle pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest. La légende indique le nombre d'années supprimées du cas de base de la VPA de 2014.

Figure 30. Schémas rétrospectifs du nombre par âge (NAA) selon le cas de base du modèle pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest. La légende indique le nombre d'années supprimées du cas de base de la VPA de 2014.

Figure 31. Thon rouge de l'Ouest : Estimations annuelles de la biomasse du stock reproducteur, raréfaction par rapport à 1970, recrutement et mortalité par pêche pour le cas de base de 2012 (lignes rouges), le scénario de continuité de 2014 (lignes noires) et le cas de base du scénario de 2014 (lignes bleues foncées).

Figure 32. Thon rouge de l'Ouest : Médiane (ligne continue) des estimations de la biomasse du stock reproducteur, abondance des reproducteurs (âge 9+), mortalité par pêche apicale et recrutement pour le cas de base du modèle. Les lignes en pointillés représentent l'intervalle de confiance de 80%.

Figure 33. Thon rouge de l'Ouest : Estimations annuelles de la biomasse du stock reproducteur, raréfaction par rapport à 1970 et recrutement pour le scénario de continuité de la VPA de 2014, modifications itératives au scénario de continuité, et cas de base de la VPA de 2014.

Figure 34. Analyse par eustachage démontrant les effets de supprimer de façon itérative les indices individuels de l'abondance relative et les matrices associées de prise par âge partielle de la VPA pour le thon rouge de l'Ouest.

Figure 35. Thon rouge de l'Ouest : Estimations annuelles de la biomasse du stock reproducteur, raréfaction par rapport à 1970 et recrutement pour les scénarios de sensibilité sélectionnés qui ont fait apparaître une déviation des tendances par rapport au cas de base de la VPA de 2014.

Figure 36. Thon rouge de l'Ouest : Comparaison de la sélectivité estimée à partir du scénario de sensibilité de la VPA qui divise l'indice canadien du golfe du Saint Laurent en deux périodes (1981-2006 et 2007-2013) afin de tenir compte des changements dans les opérations de pêche, notamment d'un changement du caractère saisonnier de la pêche.

Figure 37. Thon rouge de l'Ouest : Ajustement de la relation reproducteurs-recrues au cas de base de 2014 de la VPA (lignes continues) par rapport aux ajustements du cas de base du modèle de 2012 (lignes en pointillés). Les modèles à deux lignes et de Beverton-Holt ont été employés pour calculer les points de référence de gestion et pour projeter les dynamiques de population jusqu'en 2019 compris. Les points représentent les estimations du cas de base de la VPA de 2014 ; les estimations de la classe d'âge de 2002, 2003 et de la récente période (2008-2010) sont mises en évidence.

Figure 38. Thon rouge de l'Ouest : Ajustement de la relation reproducteurs-recrues au cas de base de 2014 de la VPA (lignes continues) par rapport aux ajustements du cas de base du modèle de 2012 (lignes en pointillés). L'axe X représente la biomasse reproductrice et elle s'étend au-delà de la gamme observée afin de montrer la différence d'asymptotes entre les estimations de l'évaluation antérieure (inclinaison = 0,49) et l'actualisation de 2014 (inclinaison = 0,58) qui a entraîné des différences d'estimation de la PME et de SSB_{PME} . Les points représentent les estimations du cas de base de la VPA de 2014 ; les estimations de la classe d'âge de 2002, 2003 et de la récente période (2008-2010) sont mises en évidence.

Figure 39. Séries temporelles de F_{PME} et SSB_{PME} estimées pour le thon rouge de l'Ouest, utilisées dans les estimations des tendances de l'état du stock.

Figure 40. État estimé du stock de thon rouge de l'Ouest par rapport aux objectifs de la Convention (PME) par année (de 1970 à 2013). Les points noirs et la ligne de connexion montrent les séries temporelles des estimations pour chaque scénario de recrutement alternatif et le nuage gris de points décrit les estimations par bootstrap correspondantes de l'incertitude pour l'année récente 2013. Le losange rouge représente l'estimation de l'état pour 2013 et la "X" rouge représente l'année de départ (la moyenne géométrique de la mortalité par pêche a été utilisée comme indice approchant pour les années 2010-2012 pour le point terminal, et 1970-1972 pour le point initial).

Figure 41. État du stock de thon rouge de l'Ouest en 2013 estimé par le cas de base de la VPA et les analyses par eustachage excluant les indices canadien GSL et US RR > 177 cm. Deux types de relations stock-recrutement ont été examinés, à savoir un modèle à deux lignes (faible recrutement) et le modèle de Beverton-Holt (fort recrutement). Le F actuel est défini comme étant la moyenne géométrique de la mortalité par pêche de 2010 à 2012. Le cercle noir plein est la médiane des résultats et les cercles gris vides sont des estimations de 500 scénarios bootstrap. La partie supérieure des panneaux montre les estimations de l'état par rapport à une référence de la PME, tandis que les panneaux inférieurs ont utilisé $F_{0,1}$ comme indice approchant.

Figure 42. Comparaison pluri-modèles de la biomasse totale estimée du thon rouge de l'Atlantique Ouest. Le modèle statistique de prise par taille est illustré en bleu, le cas de base de la VPA apparaît en rouge et le cas de base du modèle de production excédentaire figure en vert.

Figure 43. Thon rouge de l'Atlantique Est. Schémas de sélectivité utilisés pour calculer les points de référence et les projections, qui montrent les médianes (lignes) et ± 1 sd (barres). La sélectivité est telle que postulée dans les projections de 2010 (période 2007-2009, colonne de gauche) et de 2012 (période 2009-2011, colonne de droite) pour les trois scénarios de recrutement et les deux scénarios de capture.

Figure 44. Thon rouge de l'Atlantique Est. Diagramme circulaire présentant la proportion des sorties du scénario de continuité de la VPA de l'année terminale (2013) qui se trouvent à l'intérieur du quadrant vert du diagramme de Kobe (non surpêché, pas de surpêche), du quadrant jaune (surpêché ou surpêche) et du quadrant rouge (surpêché et surpêche). Division par scénario de prise (déclarée et réajustée) et point de référence (les schémas de sélectivité ont été estimés pour les périodes 2007-2009 ou 2009-2011).

Figure 45. Thon rouge de l'Ouest : Résultats de la projection du scénario de faible recrutement projeté à différents niveaux de prise constante. Les panneaux du milieu montrent les tendances par rapport aux points de référence basés sur la PME. Les panneaux inférieurs utilisent les points de référence alternatifs basés sur $F_{0,1}$. Ces trajectoires correspondent à la médiane (50%) des résultats de 500 bootstraps.

Figure 46. Thon rouge de l'Ouest : Résultats de la projection du scénario de fort recrutement projeté à différents niveaux de prise constante. Les panneaux du milieu montrent les tendances par rapport aux points de référence basés sur la PME. Les panneaux inférieurs utilisent les points de référence alternatifs basés sur $F_{0,1}$. Ces trajectoires correspondent à la médiane (50^e quantile) des résultats de 500 bootstraps.

Figure 47. Thon rouge de l'Ouest : Les trajectoires projetées de SSB/SSB_{PME} et de F/F_{PME} à différents 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 48. Thon rouge de l'Ouest : Comparaison de la biomasse du stock reproducteur (SSB), et de la SSB par rapport à la SSB correspondant à la production maximale équilibrée (PME) pour les scénarios de faible et de fort recrutement. Les projections ont été faites avec le TAC actuel de 1.750 t (Rec. 12-02).

Figure 49. Thon rouge de l'Est : Estimations du stock (axe X) et du recrutement (axe Y) pour le thon rouge de l'Atlantique Est-Méditerranée provenant de la prise déclarée (scénario 5).

FIGURAS

Figura 1. Distribución estimada de captura de Tarea I (5x5 lat lon) de atún rojo por década (1950-2012) y por arte principal.

Figura 2. Capturas declaradas y estimadas de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo por área. Las capturas estimadas se indican con la zona gris y el TAC con la línea roja.

Figura 3. Capturas declaradas y estimadas de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo por artes principales. Las capturas estimadas se indican con la zona gris y el TAC con la línea roja.

Figura 4. Distribuciones de frecuencia de tallas para el cerco de UE-Croacia a partir de experimentos de marcado del GBYP en 2013 (izquierda) y mediciones de estereocámaras en el momento de la introducción en jaulas en 2014.

Figura 5. Captura declarada de atún rojo del Atlántico oeste por año y artes principales.

Figura 6. Captura anual de atún rojo del Atlántico occidental (barras) y TAC anual correspondiente (línea roja).

Figura 7. Diagramas de series temporales de CPUE como indicador de la pesquería para el stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo utilizadas en la evaluación de stock de 2014. Todas las series de CPUE están estandarizadas excepto el índice nominal de cerco de Noruega. La serie española de BB (panel superior izquierdo) se dividió en tres series para tener en cuenta los cambios en los patrones de selectividad y la última serie fue actualizada hasta 2013 usando los datos de cebo vivo tanto franceses como españoles debido a la venta de la cuota por parte de la flota española. Se han actualizado hasta 2013 la CPUE de las almadrabas marroquíes y españolas y la CPUE del palangre japonés para el Atlántico nororiental. La CPUE marroquí se ha utilizado solo para el análisis de sensibilidad.

Figura 8. Índices de abundancia utilizados en el caso base del VPA del atún rojo occidental (errores estándar +/- 1).

Figura 9. Comparación de los índices usados en la evaluación de stock actualizada de 2014 con el VPA del atún rojo occidental de 2012. Se muestra el índice GSL separado usado para el ensayo de sensibilidad.

Figura 10. Frecuencia de mareas de las flotas de atún rojo que pescan en el golfo de San Lorenzo (1981-2013). Los colores corresponden al día del año y los tamaños de las burbujas reflejan el número de mareas relativo.

Figura 11. Datos de edad por talla usados para construir una clave edad-talla para asignar edades a los datos de captura por talla en el VPA piloto del atún rojo del oeste.

Figura 12. Distribución por tallas de las muestras usadas en la construcción de la clave edad-talla para el atún rojo del oeste.

Figura 13. Aún rojo del este. Ensayos para el caso base de la evaluación de 2012 y su actualización usando datos hasta 2011 (captura declarada y aumentada) mostrando la serie temporal de la mortalidad por pesca en las edades 2-5 (arriba izquierda), la mortalidad por pesca en las edades 10+ (arriba derecha), reclutamiento eliminando los tres últimos años porque no es posible estimar la fiabilidad del reclutamiento reciente a partir del análisis de captura por edad del VPA (abajo izquierda) y SSB (abajo derecha).

Figura 14. Aún rojo del este. Resultados para el ensayo de continuidad (captura declarada y aumentada) mostrando la serie temporal de la mortalidad por pesca en las edades 2-5 (arriba izquierda), la mortalidad por pesca en las edades 10+ (arriba derecha), reclutamiento eliminando los tres últimos años porque no es posible estimar la fiabilidad del reclutamiento reciente a partir del análisis de captura por edad del VPA (abajo izquierda) y SSB (abajo derecha).

Figura 15. Aún rojo del este. Ensayos retrospectivos para el ensayo de continuidad (*captura declarada*) mostrando la serie temporal de la mortalidad por pesca en las edades 2-5 (arriba izquierda), la mortalidad por pesca en las edades 10+ (arriba derecha), reclutamiento eliminando los tres últimos años porque no es posible estimar el reclutamiento reciente de manera fiable a partir del análisis de captura por edad (abajo izquierda) y la SSB (abajo derecha).

Figura 16. Aún rojo del este. Ensayos retrospectivos para el ensayo de continuidad (*captura aumentada, es decir, captura extrapolada a 50.000 t desde 1998 a 2006 y a 61.000 t en 2007 pero sin aumentar la captura declarada desde 2008*) que muestran la serie temporal de la mortalidad por pesca en las edades 2-5 (arriba izquierda), la mortalidad por pesca en las edades 10+ (arriba derecha), reclutamiento con los tres últimos años eliminados porque no es posible estimar el reclutamiento reciente de manera fiable a partir de los análisis de captura por edad (abajo izquierda) y la SSB (abajo derecha).

Figura 17. Aún rojo del este. Ensayos para los cinco ensayos de sensibilidad para los supuestos acerca de la elección de la serie de CPUE usando la captura declarada que muestran la serie temporal de la mortalidad por pesca en las edades 2-5 (arriba izquierda), la mortalidad por pesca en las edades 10+ (arriba derecha), reclutamiento con los tres últimos años eliminados porque no es posible estimar el reclutamiento reciente de manera fiable a partir de los análisis de captura por edad (abajo izquierda) y la SSB (abajo derecha). Los ensayos se compararon con el ensayo de continuidad.

Figura 18. Aún rojo del este. Ensayos para los tres ensayos de sensibilidad para los supuestos acerca de los ratios de F y las edades terminales usando la captura declarada que muestran la serie temporal de la mortalidad por pesca en las edades 2-5 (arriba izquierda), la mortalidad por pesca en las edades 10+ (arriba derecha), reclutamiento con los tres últimos años eliminados porque no es posible estimar el reclutamiento reciente de manera fiable a partir de los análisis de captura por edad (abajo izquierda) y la SSB (abajo derecha). Los ensayos se compararon con el ensayo de continuidad.

Figura 19. Aún rojo del este. Se examinó el ensayo del elemento de referencia preliminar (estudio piloto) con las mismas especificaciones que el ensayo de continuidad utilizando la captura declarada, sin embargo el Grupo no pudo examinar en su totalidad estos resultados debido a la falta de tiempo disponible para la evaluación de stock actualizada durante la reunión. Muestra la serie temporal de la mortalidad por pesca en las edades 2-5 (arriba izquierda), la mortalidad por pesca en las edades 10+ (arriba derecha), reclutamiento con los tres últimos años eliminados porque no es posible estimar el reclutamiento reciente de manera fiable a partir de los análisis de captura por edad (abajo izquierda) y la SSB (abajo derecha). Los ensayos se compararon con el ensayo de continuidad.

Figura 20. Aún rojo del este. Series de CPUE (puntos) y valores ajustados (líneas) resultantes del VPA del Ensayo de continuidad (captura declarada) utilizando captura declarada.

Figura 21. Aún rojo del este. Comparación entre los valores observados y predichos de la CPUE (ensayo de continuidad usando captura declarada). Esto permite una rápida verificación de qué índices están correlacionados con las estimaciones de población, la línea negra es la línea $Y=X$ y la azul una regresión lineal ajustada a los datos. Si un índice se corresponde cercanamente con los resultados del VPA entonces las líneas azules y negras casi coincidirán.

Figura 22. Aún rojo del este. Situación del stock desde 2011 hasta el año terminal (2013) estimada a partir del ensayo de continuidad del VPA con la captura declarada y aumentada (paneles superior e inferior) y considerando niveles de reclutamiento bajos, medios y altos (líneas azul, verde y roja). Los puntos azules, verdes y rojos representan la distribución del año terminal obtenida mediante bootstrap para los tres niveles de reclutamiento correspondientes. Panel izquierdo (selectividad durante 2007-2009): SSB y F de 2013 en relación con los puntos de referencia calculados con el patrón de selectividad de 2007-2009 que era el mismo periodo que en la evaluación de stock de 2010. Panel derecho (selectividad durante 2009-2011): SSB y F de 2013 en relación con los puntos de referencia calculados con el patrón de selectividad de 2009-2011 que era el mismo periodo que en la evaluación de stock de 2012.

Figura 23. Ajustes a los índices de CPUE para el caso base del VPA del atún rojo del Atlántico occidental de 2014 (observados representados por puntos negros, los predichos por el modelo representados como líneas rojas).

Figura 24. Ajustes a los índices de CPUE para el caso base del VPA del atún rojo del Atlántico occidental de 2014 (los observados aparecen como puntos sólidos, los predichos como líneas azules), comparados con el caso base del modelo de 2012 (los observados se muestran como círculos vacíos y los predichos como líneas azules).

Figura 25. Ajustes a los índices de CPUE para el caso base del VPA del atún rojo del Atlántico occidental de 2014 (líneas negras) comparados con los ensayos de sensibilidad jackknife sin el índice canadiense GSL (líneas rojas) y el índice de Estados Unidos $RR > 177$ cm (líneas azules).

Figura 26. Atún rojo del oeste. Histogramas de las estimaciones de bootstrap del estado del stock y la pesquería de 2013. La barra amarilla representa el valor correspondiente a la estimación puntual determinista del caso base. La probabilidad acumulativa se muestra como una línea roja continua.

Figura 27. Tendencias retrospectivas de la biomasa reproductora (edades 9 y superiores) y reclutamiento (edad 1) a partir del caso base del atún rojo occidental. La leyenda indica el número de años de datos eliminados del caso base del VPA de 2014.

Figura 28. Atún rojo Oeste Tendencias retrospectivas de la biomasa reproductora (edades 9 y superiores) y reclutamiento (edad 1) a partir del ensayo de sensibilidad jackknife con el índice canadiense GSL eliminado. La leyenda indica el número de años de datos eliminados del caso base del VPA de 2014.

Figura 29. Patrones retrospectivos de mortalidad por pesca por edad del caso base del modelo del atún rojo occidental. La leyenda indica el número de años eliminados del caso base del VPA de 2014.

Figura 30. Patrones retrospectivos de números por edad del caso base del modelo del atún rojo occidental. La leyenda indica el número de años eliminados del caso base del VPA de 2014.

Figura 31. Atún rojo del oeste. Estimaciones anuales de la biomasa reproductora del stock, merma en relación con 1970, reclutamiento y mortalidad por pesca para el caso base de 2012 (líneas rojas), ensayo de continuidad de 2014 (líneas negras) y casos base de 2014 (líneas azules oscuras).

Figura 32. Atún rojo del oeste. Mediana (línea continua) de las estimaciones de la biomasa del stock reproductor, abundancia de reproductores (edad 9+), mortalidad por pesca apical y reclutamiento para el caso base del modelo. Las líneas discontinuas indican el intervalo de confianza del 80%.

Figura 33. Atún rojo del oeste. Estimaciones anuales de la biomasa reproductora del stock, merma en relación con 1970 y reclutamiento para el ensayo de continuidad del VPA de 2014, modificaciones iterativas al ensayo de continuidad, y caso base del VPA de 2014.

Figura 34. Análisis jack-knife que demuestra los efectos de eliminar iterativamente índices de abundancia relativa individuales y matrices asociadas de captura por edad parcial del modelo VPA del atún rojo occidental.

Figura 35. Atún rojo del oeste. Estimaciones anuales de la biomasa del stock reproductor, merma en relación con 1970 y reclutamiento para los ensayos de sensibilidad seleccionados que presentaron una desviación en las tendencias respecto al caso base del VPA de 2014.

Figura 36. Atún rojo del oeste. Comparación de la selectividad estimada a partir del ensayo de sensibilidad del VPA que separaba el índice canadiense del golfo de San Lorenzo en dos periodos, 1981-2006 y 2007-2013 para tener en cuenta los cambios en las operaciones pesqueras, especialmente un cambio en la estacionalidad de la pesquería.

Figura 37. Atún rojo del oeste. Ajuste de la relación reproductor-recluta al caso base del VPA de 2014 (líneas continuas) comparado con los ajustes del caso base del modelo de 2012 (líneas discontinuas). Los modelos de dos líneas y Beverton-Holt se utilizaron para calcular los puntos de referencia de la ordenación y proyectar la dinámica de la población hasta 2019 inclusive. Los puntos representan las estimaciones del caso base del VPA de 2014, con las estimaciones de la clase anual de 2002, 2003 y la reciente (2008-2010) destacadas.

Figura 38. Atún rojo del oeste. Ajuste de la relación reproductor-recluta al caso base del VPA de 2014 (líneas continuas) comparado con los ajustes del caso base del modelo de 2012 (líneas discontinuas). El eje X representa la biomasa reproductora y se amplía más allá del rango observado para demostrar la diferencia en las asíntotas entre las estimaciones de la evaluación anterior (inclinación = 0,49) y la actualización de 2014 (inclinación = 0,58), que produjo diferencias en las estimaciones de RMS y SSB_{RMS} . Los puntos representan las estimaciones del caso base del VPA de 2014, con las estimaciones de la clase anual de 2002, 2003 y la reciente (2008-2010) destacadas.

Figura 39. Serie temporal de la SSB_{RMS} y F_{RMS} estimadas del atún rojo occidental usada en las estimaciones de las tendencias en el estado del stock.

Figura 40. Estado estimado del stock de atún rojo occidental en relación con los objetivos del Convenio (RMS) por año (1970 a 2013). Los puntos negros y la línea que los conecta muestran la serie temporal de las estimaciones para cada escenario alternativo de reclutamiento y la nube gris de puntos representa las estimaciones correspondientes por bootstrap de la incertidumbre para el año reciente, 2013. El rombo rojo representa la estimación del estado para 2013 y la X roja representa el año de inicio (la media geométrica de la mortalidad por pesca se usó como aproximación para estos años, 2010-2012 para el punto terminal y 1970-1972 para el punto inicial).

Figura 41. Estado del stock de atún rojo occidental en 2013 estimado mediante el caso base del VPA y los ensayos jack-knife eliminando los índices de GSL canadiense y $RR > 177$ cm estadounidense. Se examinaron dos tipos de relaciones Stock-Reclutamiento, una opción del modelo de dos líneas (bajo reclutamiento) y otra opción de Beverton-Holt (alto reclutamiento). La F actual se define como la media geométrica de la mortalidad por pesca durante 2010 a 2012. El círculo negro coloreado es la mediana de los resultados y los círculos grises vacíos son las estimaciones de 500 ensayos de bootstrap. Los paneles superiores muestran las estimaciones del estado en relación con la referencia de RMS, mientras que los paneles inferiores usaban $F_{0,1}$ como aproximación.

Figura 42. Comparación de varios modelos de la biomasa total estimada de atún rojo del Atlántico occidental. El modelo estadístico de captura por talla se muestra en azul, el caso base del VPA se muestra en rojo y el caso base del modelo de producción excedente en verde.

Figura 43. Atún rojo del Atlántico oriental. Patrones de selectividad utilizados para el cálculo de los elementos de referencia y las proyecciones, que muestran las medianas (líneas) y ± 1 sd (barras). La selectividad es la misma que la asumida en las proyecciones de 2010 (periodo 2007-2009, columna izquierda) y 2012 (periodo 2009-2011, columna derecha) para los tres escenarios de reclutamiento y los dos escenarios de captura.

Figura 44. Atún rojo del Atlántico oriental. Diagrama de tarta que muestra la proporción de resultados del ensayo de continuidad del VPA para el año terminal (2013) que se encuentran dentro del cuadrante verde del diagrama de Kobe (ni sobrepescado ni sobrepesca), del cuadrante amarillo (sobrepescado o sobrepesca) y del cuadrante rojo (sobrepescado y sobrepesca). Separados por escenario de captura (declarada y aumentada) y elementos de referencia (los patrones de selectividad se estimaron durante los periodos 2007-2009 y 2009-2011).

Figura 45. Atún rojo del oeste. Resultados de la proyección para el escenario de bajo reclutamiento proyectado a diversos niveles de captura constante. Los paneles del medio muestran las tendencias respecto a los puntos de referencia basados en RMS. Los paneles inferiores usan los puntos de referencia alternativos basados en $F_{0,1}$. Estas trayectorias son la mediana de los resultados (50%) de 500 bootstraps.

Figura 46. Atún rojo del oeste. Resultados de la proyección para el escenario de alto reclutamiento proyectado a diversos niveles de captura constante. Los paneles del medio muestran las tendencias respecto a los puntos de referencia basados en RMS. Los paneles inferiores usan los puntos de referencia alternativos basados en $F_{0,1}$. Estas trayectorias son la mediana de los resultados (50%) de 500 bootstraps.

Figura 47. Atún rojo del oeste. Trayectorias proyectadas de SSB/SSB_{RMS} y F/F_{RMS} con varios niveles de captura para los dos escenarios de reclutamiento. Estas trayectorias corresponden a una probabilidad del 60% de lograr un nivel determinado de SSB/SSB_{RMS} o F/F_{RMS} .

Figura 48. Atún rojo del oeste. Comparación de la biomasa del stock reproductor (SSB) y SSB relativa a SSB en RMS para los escenarios de bajo y alto reclutamiento. Las proyecciones se realizaron con el TAC actual de 1.750 t [Rec. 12-02].

Figura 49. Atún rojo del este. Estimaciones del stock (eje X) y el reclutamiento (eje y) para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo a partir de la captura declarada (ensayo 5).

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour.

Appendice 2. Liste des participants.

Appendice 3. Liste des documents.

Appendice 4. Résumés des documents présentés au Groupe.

Appendice 5. Fichiers du cas de base de 2014 du programme VPA pour le thon rouge de l'Ouest.

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden Del Día

Apéndice 2. Lista de participantes.

Apéndice 3. Lista de Documentos

Apéndice 4. Resúmenes de los documentos presentados al Grupo.

Apéndice 5. Archivos del caso base del Programa VPA de 2014 para el atún rojo del Atlántico oeste.

Table 1. Task I catch data (t) of Atlantic northern bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) by major area, gear and flag (as used in the bluefin tuna stock assessment, 2014-07-01). The last column (2013*) shows Task I catches for 2013 as available during the SCRS.

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2013*
TOTAL	23819	26027	29349	34131	36635	48853	49711	53230	49489	42375	35228	36541	37390	37089	33469	33505	37602	32501	36154	25849	21730	13024	11781	12606	14609	14817
BFT-E	21061	23247	26429	31849	34268	46740	47285	50807	47155	39718	32456	33766	34605	33770	31163	31381	35845	30689	34516	23849	19751	11148	9774	10852	13133	13333
ATE	5433	6040	6556	7619	9367	6930	9646	12663	13539	11376	9628	10528	10086	10347	7362	7410	9036	7535	8037	7645	6684	4313	3984	3834	4117	4159
MED	15628	17207	19872	24230	24901	39810	37639	38144	33616	28342	22828	23238	24519	23424	23801	23971	26810	23154	26479	16205	13066	6835	5790	7019	9016	9173
BFT-W	2759	2780	2920	2282	2367	2113	2425	2514	2334	2657	2772	2775	2784	3319	2305	2125	1756	1811	1638	2000	1980	1876	2007	1754	1476	1484
Landings																										
ATE																										
Bait boat	1971	1693	1445	1141	3447	1980	2601	4985	3521	2550	1492	1822	2275	2567	1371	1790	2018	1116	2032	1794	1260	646	636	282	236	236
Longline	962	1496	3197	3817	2717	2176	4388	4788	4534	4300	4020	3736	3303	2896	2750	2074	2713	2448	1706	2491	1960	1194	1157	1166	1154	1192
Other surf.	1020	562	347	834	1548	932	1047	646	511	621	498	703	712	701	560	402	1014	1047	502	187	298	143	36	48	142	145
Purse seine	0	54	46	462	24	213	458	323	828	692	726	1147	150	884	490	1078	871	332	0	0	0	1	0	0	0	2
Sport (HL+RR)	2	1	0	0	0	0	0	0	162	28	33	126	61	63	109	87	11	4	10	6	2	23	19	25	21	21
Traps	1478	2234	1522	1365	1631	1630	1152	1921	3982	3185	2859	2996	3585	3235	2082	1978	2408	2588	3788	3166	3164	2307	2137	2311	2564	2564
MED																										
Bait boat	0	25	148	158	48	0	206	5	4	11	4	0	0	1	9	17	5	0	0	0	38	0	0	0	9	9
Longline	1121	1026	2869	2599	2342	7048	8475	8171	5672	2749	2463	3317	3750	2614	2476	2564	3101	2202	2656	2254	1344	875	869	585	605	605
Other surf.	3289	1212	1401	1894	1607	3218	1042	1197	1037	1880	2976	1067	1096	990	2536	1106	480	301	699	1022	0	275	223	26	71	71
Purse seine	9450	11250	13245	17807	19297	26083	23588	26021	24178	12191	14910	16195	17174	17656	17167	18785	22475	20020	22952	12641	11395	5057	4293	6094	7911	8069
Sport (HL+RR)	457	1552	738	951	1237	2257	3556	2149	2340	1336	1622	1921	1321	1647	1392	1340	634	503	78	137	146	346	226	177	189	189
Traps	1311	2142	1471	821	370	1204	772	601	385	1074	852	739	1177	515	221	159	115	129	95	152	144	281	165	125	222	222
ATW																										
Longline	698	739	894	674	695	539	468	547	382	764	914	858	610	729	186	644	425	565	420	606	366	529	743	478	467	474
Other surf.	755	536	578	509	406	307	384	432	293	342	281	284	202	108	140	97	89	85	63	82	121	126	148	117	121	122
Purse seine	385	384	237	300	295	301	249	245	250	249	248	275	196	208	265	32	178	4	28	0	11	0	0	2	29	29
Sport (HL+RR)	786	1004	1083	586	854	804	1114	1029	1181	1108	1124	1120	1649	2035	1398	1139	924	1005	1023	1130	1251	1009	887	917	707	707
Traps	1	2	0	1	29	79	72	90	59	68	44	16	16	28	84	32	8	3	4	23	23	39	26	17	11	11
Discards																										
MED																										
Purse seine	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	9
ATW																										
Longline	119	115	128	211	88	83	138	167	155	123	160	222	105	211	232	181	131	149	100	159	207	174	202	224	127	127
Other surf.	14	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Purse seine	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
Sport (HL+RR)	0	0	0	0	0	0	0	0	14	3	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Landings																										
ATE																										
Cape Verde	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
China PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	85	103	80	68	39	19	41	24	42	72	119	42	38	36	36	36	38
Chinese Taipei	109	0	0	0	6	20	4	61	226	350	222	144	304	158	0	10	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EU.Denmark	0	0	0	0	37	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EU.España	3565	3557	2272	2319	5078	3137	3819	6174	6201	3800	3360	3474	3633	4089	2138	2801	3102	2033	3276	2938	2409	1483	1483	1329	1553	1553
EU.France	460	510	565	894	1099	336	725	563	269	613	588	542	629	755	648	561	818	1218	629	253	366	228	135	148	223	223
EU.Germany	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.Greece	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.Ireland	0	0	0	0	0	0	0	0	14	21	52	22	8	15	3	1	1	2	1	1	1	2	4	10	13	13
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
EU.Portugal	3	27	117	38	25	240	35	199	712	323	411	441	404	186	61	27	79	97	29	36	53	58	180	223	235	235
EU.Sweden	0	0	1	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	1	0	1	1	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Faroe Islands	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	104	118	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Guinée Rep.	0	0	0	0	0	330	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ICCAT (RMA)	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	4
Iceland	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	27	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5	4	4
Japan	838	1464	2981	3350	2484	2075	3971	3341	2905	3195	2690	2895	2425	2536	2695	2015	2									

Table 2. Catch (Task I) for West BFT (dark shade) and corresponding table of size/CAS information (light shade) to generate CAS and CAA for 2010-11. Highlighted lines shows SZ/CAS substitutions.

t1Yr	t1FlagN	t1FleetC	t1GearG	t1Gear	t1Stock	t1Yt	szYr	szFlagN	szFleetC	szGearG	szGear	szStock	szYt0	szNt	Lrng	Lmed	Wmed	szInfo	Actions
2011	China PR	CHN	LL	LL	ATE	35.92868	2011	China PR	CHN	LL	LL	ATE	34.6345024	244	112-251	2010655738	1419		0 raise
2011	EU.España	EUESP	BB	BB	ATE	39.875	2011	EU.España	EUESP	BB	BB	ATE	39.47780945	1174	85-254	18.6056218	33.6		1 re-raise
2011	EU.España	EUESP	HL	HAND	ATE	19.9374	2011	EU.España	EUESP	HL	HAND	ATE	19.38250007	107	155-269	217.6401869	111		1 re-raise
2011	EU.España	EUESP	TP	TRAP	ATE	901908	2011	EU.España	EUESP	TP	TRAP	ATE	7719997764	4293	110-284	217.0026788	179.8		1 re-raise
2011	EU.España	EUESP-ES-C/	BB	BB	ATE	52.67098	2011	EU.España	EUESP-ES-C/	BB	BB	ATE	56.99341757	326	176-271	215.96728	174.9		1 re-raise
2011	EU.España	EUESP-ES-C/	BB	BB	ATE	469.8625	2011	EU.España	EUESP-ES-C/	BB	BB	ATE	4712806469	15023	74-210	113.8155663	314		1 none
2011	EU.France	EU.FRA	BB	BB	ATE	73.503	2011	EU.España	EUESP-ES-C/	BB	BB	ATE	4712806469	15023	74-210	113.8155663	314		1 sub-raise
2011	EU.France	EU.FRA	LL	LL	ATE	32.1932	2011	EU.España	EUESP	HL	HAND	ATE	19.38250007	107	155-269	217.6401869	111		1 sub-raise
2011	EU.France	EU.FRA	TW	MWT	ATE	28.421	2011	EU.France	EU.FRA	TW	MWT	ATE	2.98456977	36	81-244	1616388889	82.8		1 re-raise
2011	EU.Ireland	EU.IRL	TW	MWTD	ATE	4.39	2011	EU.Ireland	EU.IRL	TW	MWTD	ATE	0.432036074	3	198-205	202.8333333	144.0		0 raise
2011	EU.Portugal	EU.PRT-PT-M	TP	TRAP	ATE	179.919	2011	EU.Portugal	EU.PRT-PT-M	TP	TRAP	ATE	1518225587	182	114-259	192.6744966	127.4		0 raise
2011	Iceland	ISL	TW	MWT	ATE	2.062	2011	Iceland	ISL	TW	MWT	ATE	1903861909	12	192-227	209.0833333	158.7		0 raise
2011	Japan	JPN	LL	LLHB	ATE	1088.824	2011	Japan	JPN	LL	LLHB	ATE	1072.966631	7679	149-277	200.3525944	139.7		1 none
2011	Maroc	MAR	TP	TRAP	ATE	1055	2011	Maroc	MAR	TP	TRAP	ATE	889.0700562	4331	145-294	227.8717386	205.3		1 re-raise
2012	China PR	CHN	LL	LL	ATE	36.036	2012	Japan	JPN	LL	LLHB	ATE	1077.485637	6887	157-253	208.0367366	156.5		1 sub-raise
2012	EU.España	EUESP	BB	BB	ATE	25.2329	2012	EU.España	EUESP	BB	BB	ATE	26.05459629	386	100-244	149.119171	67.5		1 re-raise
2012	EU.España	EUESP	HL	HAND	ATE	25.3363	2012	EU.España	EUESP	HL	HAND	ATE	26.87049516	165	125-264	209.6212121	162.9		1 re-raise
2012	EU.España	EUESP	TP	TRAP	ATE	105.98	2012	EU.España	EUESP	TP	TRAP	ATE	890.828387	5576	115-304	206.51901	159.8		1 re-raise
2012	EU.España	EUESP-ES-C/	BB	BB	ATE	37.764	2012	EU.España	EUESP-ES-C/	BB	BB	ATE	37.43067224	194	154-251	223.4123685	193.2		1 none
2012	EU.España	EUESP-ES-C/	BB	BB	ATE	134.3945	2012	EU.España	EUESP-ES-C/	BB	BB	ATE	135.042734	4166	94-204	119.7955424	32.4		1 none
2012	EU.France	EU.FRA	BB	BB	ATE	84.856	2012	EU.España	EUESP-ES-C/	BB	BB	ATE	135.042734	4166	94-204	119.7955424	32.4		1 sub-raise
2012	EU.France	EU.FRA	LL	LL	ATE	27.2152	2012	EU.España	EUESP	HL	HAND	ATE	26.87049516	165	125-264	209.6212121	162.9		1 sub-raise
2012	EU.France	EU.FRA	TW	MWT	ATE	35.5649	2012	EU.France	EU.FRA	TW	MWT	ATE	17.41296216	221	65-295	158.9162896	78.8		1 re-raise
2012	EU.Ireland	EU.IRL	TW	MWTD	ATE	10.423	2012	EU.Ireland	EU.IRL	TW	MWTD	ATE	0.752890718	11	80-203	149.3181818	68.4		0 raise
2012	EU.Portugal	EU.PRT-PT-M	LL	LLHB	ATE	7.526	2012	Japan	JPN	LL	LLHB	ATE	1077.485637	6887	157-253	208.0367366	156.5		1 sub-raise
2012	EU.Portugal	EU.PRT-PT-M	TP	TRAP	ATE	215.38	2012	EU.Portugal	EU.PRT-PT-M	TP	TRAP	ATE	213.367328	1384	140-341	206.0794798	154.2		0 none
2012	Iceland	ISL	LL	LL	ATE	2.663	2012	Iceland	ISL	LL	LL	ATE	2.46537879	16	202-226	207.375	154.1		1 re-raise
2012	Iceland	ISL	UN	UNCL	ATE	2.406	2012	Iceland	ISL	LL	LL	ATE	2.46537879	16	202-226	207.375	154.1		1 sub-raise
2012	Japan	JPN	LL	LLHB	ATE	1092.599	2012	Japan	JPN	LL	LLHB	ATE	1077.485637	6887	157-253	208.0367366	156.5		1 none
2012	Maroc	MAR	TP	TRAP	ATE	990	2012	Maroc	MAR	TP	TRAP	ATE	936.3114358	4795	165-284	223.972367	195.3		1 re-raise
2013	EU.España	EUESP	BB	BB	ATE	24	2013	EU.España	EUESP	BB	BB	ATE	24.20005813	493	100-209	137.2667343	49.1		1 none
2013	EU.España	EUESP	HL	HAND	ATE	21	2013	EU.España	EUESP	HL	HAND	ATE	20.29101786	134	110-259	202.5746269	151.4		1 re-raise
2013	EU.España	EUESP	TP	TRAP	ATE	1370	2013	EU.España	EUESP	TP	TRAP	ATE	1485.810201	8811	100-304	211.6283623	168.6		1 re-raise
2013	EU.España	EUESP-ES-C/	BB	BB	ATE	139	2013	EU.España	EUESP-ES-C/	BB	BB	ATE	133.6069902	678	160-281	224.9748033	197.0		1 re-raise
2013	EU.France	EU.FRA	BB	BB	ATE	74	2013	EU.France	EU.FRA-FR	BB	BB	ATE	9	134	77-264	148.0671642	66.6		0 raise
2013	EU.France	EU.FRA	LL	LL	ATE	26	2013	EU.España	EUESP	HL	HAND	ATE	20.29101786	134	110-259	202.5746269	151.4		1 sub-raise
2013	EU.France	EU.FRA	TR	TROL	ATE	3	2013	EU.France	EU.FRA-FR	BB	BB	ATE	9	134	77-264	148.0671642	66.6		0 sub-raise
2013	EU.France	EU.FRA	TW	MWT	ATE	120	2013	EU.France	EU.FRA-FR	TW	MWT	ATE	7.262461723	24	200-314	254.75	302.6		0 raise
2013	EU.Ireland	EU.IRL	TW	MWTD	ATE	13	2013	EU.Ireland	EU.IRL	TW	MWTD	ATE	0.504876413	5	155-198	178.1	1010		1 re-raise
2013	EU.Portugal	EU.PRT-PT-M	SU	SURF	ATE	1	2013	EU.Portugal	EU.PRT-PT-M	TP	TRAP	ATE	227.0559258	1474	98-279	205.2496608	154.0		0 sub-raise
2013	EU.Portugal	EU.PRT-PT-M	TP	TRAP	ATE	233	2013	EU.Portugal	EU.PRT-PT-M	TP	TRAP	ATE	227.0559258	1474	98-279	205.2496608	154.0		0 raise
2013	Iceland	ISL	TW	MWT	ATE	4	2012	Iceland	ISL	LL	LL	ATE	2.46537879	16	202-226	207.375	154.1		1 sub-raise
2013	Japan	JPN	LL	LLHB	ATE	1128	2013	Japan	JPN	LL	LLHB	ATE	1112.580768	7033	156-274	208.609992	158.2		1 re-raise
2013	Maroc	MAR	TP	TRAP	ATE	960	2013	Maroc	MAR	TP	TRAP	ATE	900.7285568	4311	175-304	229.3789144	208.9		1 re-raise

Table 3. Catch (Task I) for East bluefin tuna (dark shade) and corresponding table of size/CAS information (light shade) to generate CAS and CAA for 2010-11. Highlighted lines shows SZ/CAS.

tYr	tFlagN	tFleetC	tGearG	tGear	tStock	tYt	szYr	szFlagN	szFleetC	szGearG	szGear	szStock	szY10	szN1	Lrng	Lmed	Wmed	szinfo	Actions
2011	Canada	CAN	HP	HP-E	ATW	30.84	2011	Canada	CAN	HP	HP-E	ATW		32	106.3948695	654-288	237.7	298.646907	1 re-raise
2011	Canada	CAN	LL	LL-surf	ATW	36	2011	Canada	CAN	LL	LL-surf	ATW	77.20012499	503	137-281	193.2033738	153.6		1 sub-raise
2011	Canada	CAN	LL	LL-surf	ATW	76.063	2011	Canada	CAN	LL	LL-surf	ATW	77.20012499	503	137-281	193.2033738	153.6		1 re-raise
2011	Canada	CAN	RR	RR	ATW	294.464	2011	Canada	CAN	RR	RR	ATW	302.8471045	150	145-290	229.7399352	263.4		1 re-raise
2011	Canada	CAN	TL	TL	ATW	30.429	2011	Canada	CAN	TL	TL	ATW	3107335135	141	168-275	217.020197	220.1		1 re-raise
2011	Canada	CAN	TP	TRAP	ATW	26.259	2011	Canada	CAN	TP	TRAP	ATW	26.24043107	96	138-285	240.1854733	274.3		1 none
2011	Canada	CAN	TR	TROL	ATW	16.346	2011	Canada	CAN	TR	TROL	ATW	16.32991885	47	217-287	256.4565217	347.0		1 none
2011	Japan	JPN	LL	LLHB	ATW	577.579	2011	Japan	JPN	LL	LLHB	ATW	579.8988564	4890	117-278	174.6315501	118.6		1 none
2011	Mexico	MEX	LL	LL	ATW	13.501	2011	Mexico	MEX	LL	LL	ATW	18.84928454	55	171-350	253.3	342.7		0 raise
2011	U.S.A.	USA-Com	HL	HAND	ATW	0.866	2011	U.S.A.	USA-Com	HL	HAND	ATW	0.955234032	5	179-245	212.7	191.0		1 *
2011	U.S.A.	USA-Com	HP	HARP	ATW	70.101	2011	U.S.A.	USA-Com	HP	HARP	ATW	80.44587394	566	159-286	194.2879859	142.1		1 *
2011	U.S.A.	USA-Com	LL	LL	ATW	166.2331	2011	U.S.A.	USA-Com	LL	LL	ATW	133.2219154	876	120-282	192.6128575	152.1		1 *
2011	U.S.A.	USA-Com	LL	LL	ATW	75.7	2011	U.S.A.	USA-Com	LL	LL	ATW	71.2453129	360	162-277	215.5722222	197.9		1 *
2011	U.S.A.	USA-Com	RR	RR	ATW	419.561	2011	U.S.A.	USA-Com	RR	RR	ATW	465.7411408	2457	150-294	207.513431	199.6		1 *
2011	U.S.A.	USA-Rec	RR	RR	ATW	173.372572	2011	U.S.A.	USA-Rec	RR	RR	ATW	723.441954	8534	75-270	151.361625	84.8		1 *
2012	Canada	CAN	HP	HP-E	ATW	30.7	2012	Canada	CAN	HP	HP-E	ATW	3189093848	106	165-284	2414353767	3016		1 re-raise
2012	Canada	CAN	LL	LL-surf	ATW	16.6	2012	Canada	CAN	LL	LL-surf	ATW	49.06359387	334	147-272	190.2851913	146.9		1 sub-raise
2012	Canada	CAN	LL	LL-surf	ATW	48.249	2012	Canada	CAN	LL	LL-surf	ATW	49.06359387	334	147-272	190.2851913	146.9		1 re-raise
2012	Canada	CAN	RR	RR	ATW	346.784	2012	Canada	CAN	RR	RR	ATW	359	189	155-298	228.2	258.3		1 re-raise
2012	Canada	CAN	TL	TL	ATW	34.208	2012	Canada	CAN	TL	TL	ATW	34.73469209	129	172-281	232.6833685	269.7		1 re-raise
2012	Canada	CAN	TP	TRAP	ATW	16.575	2012	Canada	CAN	TP	TRAP	ATW	16.57631588	75	148-289	222.0776514	221.0		1 none
2012	Japan	JPN	LL	LLHB	ATW	289.179	2012	Japan	JPN	LL	LLHB	ATW	295.1880867	1805	123-288	195.8043927	133.5		1 none
2012	Mexico	MEX	LL	LL	ATW	11	2012	Mexico	MEX	LL	LL	ATW	618511076	200	160-380	246.53	309.3		0 sub-raise
2012	Mexico	MEX	LL	LL	ATW	50.617	2012	Mexico	MEX	LL	LL	ATW	618511076	200	160-380	246.53	309.3		0 raise
2012	U.S.A.	USA-Com	HL	HAND	ATW	13.6	2012	U.S.A.	USA-Com	HL	HAND	ATW	1293140083	6	194-249	223.5	215.5233471		1 *
2012	U.S.A.	USA-Com	HP	HARP	ATW	52.354	2012	U.S.A.	USA-Com	HP	HARP	ATW	58.07553477	373	155-279	2012533512	155.6984846		1 *
2012	U.S.A.	USA-Com	LL	LL	ATW	205.862	2012	U.S.A.	USA-Com	LL	LL	ATW	207.2709315	1207.8125	135-283	203.2081443	1716085333		1 *
2012	U.S.A.	USA-Com	LL	LL	ATW	89.606	2012	U.S.A.	USA-Com	LL	LL	ATW	86.87257031	407	177-284	221.1044226	213.4461877		1 *
2012	U.S.A.	USA-Com	PS	PS	ATW	1678	2012	U.S.A.	USA-Com	PS	PS	ATW	1962437937	13	187-209	200.8846154	150.9567644		1 *
2012	U.S.A.	USA-Com	RR	RR	ATW	419.536	2012	U.S.A.	USA-Com	RR	RR	ATW	463.0282375	2472	152-344	207.8648867	187.3091576		1 *
2012	U.S.A.	USA-Rec	RR	RR	ATW	148.655	2012	U.S.A.	USA-Rec	RR	RR	ATW	150.2986813	4438.05	51-226	115.1423357	33.86592789		1 *
2013	Canada	CAN	HP	HP-E	ATW	27	2013	Canada	CAN	HP	HP-E	ATW	25.70200362	83	177-283	2415728797	309.7		1 re-raise
2013	Canada	CAN	LL	LL-surf	ATW	65	2013	Canada	CAN	LL	LL-surf	ATW	69.78905044	351	147-270	210.0340549	188.6		1 re-raise
2013	Canada	CAN	RR	RR	ATW	325	2013	Canada	CAN	RR	RR	ATW	337.3997226	1156	171-287	237.9469229	291.7		1 re-raise
2013	Canada	CAN	TL	TL	ATW	52	2013	Canada	CAN	TL	TL	ATW	53.4894071	179	157-285	238.8807442	299.0		1 re-raise
2013	Canada	CAN	TP	TRAP	ATW	11	2013	Canada	CAN	TP	TRAP	ATW	11.36659545	44	182-290	237.8185729	258.3		1 none
2013	Japan	JPN	LL	LLHB	ATW	317	2013	Japan	JPN	LL	LLHB	ATW	3312196523	1505	131-284	218.014973	220.1		1 re-raise
2013	Mexico	MEX	LL	LL	ATW	20	2013	Mexico	MEX	LL	LL	ATW	27.39707996	83	172-495	250.1506024	330.1		0 raise
2013	U.S.A.	USA-Com	HP	HARP	ATW	45	2013	U.S.A.	USA-Com	HP	HARP	ATW	45.1727451	326	159-290	190.791411	138.6		1 none
2013	U.S.A.	USA-Com	LL	LL	ATW	127	2013	U.S.A.	USA-Com	LL	LL	ATW	127.9382268	709	190-281	205.8058208	180.4		1 none
2013	U.S.A.	USA-Com	LL	LL	ATW	63	2013	U.S.A.	USA-Com	LL	LL	ATW	63.86842163	299	175-286	222.3628763	213.6		1 re-raise
2013	U.S.A.	USA-Com	PS	PS	ATW	14	2013	U.S.A.	USA-Com	PS	PS	ATW	14.29279371	127	161-219	181.535433	12.5		1 re-raise
2013	U.S.A.	USA-Com	PS	PS	ATW	29	2013	U.S.A.	USA-Com	PS	PS	ATW	29.08672698	192	174-250	199.3177083	15.15		1 none
2013	U.S.A.	USA-Com	RR	RR	ATW	250	2013	U.S.A.	USA-Com	RR	RR	ATW	251.070971	1593	152-287	197.1296296	157.6		1 none
2013	U.S.A.	USA-Rec	RR	RR	ATW	131	2013	U.S.A.	USA-Rec	RR	RR	ATW	133.1246424	3105	51-273	124.0917923	42.9		1 re-raise

* Note: US CAS and CAA were updated but national scientist, details of the updates are provided in SCRS/2014/172.

Table 4. Catch (Task I) for Mediterranean bluefin tuna (dark shade) and corresponding table of size/CAS information (light shade) to generate CAS and CAA for 2010-11. Highlighted lines shows SZ/CAS.

t1Yr	t1FlagN	t1FleetC	t1GearG	t1Gear	t1Stock	t1Yt	szYr	szFlagN	szFleetC	szGearG	szGear	szStock	szYt0	szNt	Lrng	Lmed	Wmed	szInfo	Actions		
2011	EU.Croatia	EU.HRV	HL	HAND	MED	5.564	2011	EU.Croatia	EU.HRV	HL	HAND	MED	5.49	133.0	112-197	124.6428571	41	0	raise		
2011	EU.Croatia	EU.HRV	HL	SPHL	MED	3.039	2011	EU.Croatia	EU.HRV	HL	HAND	MED	5.49	1050425	133	112-197	124.6428571	41.3	0	sub-raise	
2011	EU.Croatia	EU.HRV	PS	PS	MED	4.42	2011	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	297.2	149279	4788	99-184	143.0025063	62.1	1	sub-raise	
2011	EU.Croatia	EU.HRV	PS	PS	MED	361585	2011	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	297.2	149279	4788	99-184	143.0025063	62.1	1	sub-raise	
2011	EU.Cyprus	EU.CYP	LL	LLBFT	MED	7.39	2011	EU.Cyprus	EU.CYP	LL	LLSWO	MED	3.3672	16642	33	115-249	160.68	102.0	1	sub-raise	
2011	EU.Cyprus	EU.CYP	LL	LLSWO	MED	2.487	2011	EU.Cyprus	EU.CYP	LL	LLSWO	MED	3.3672	16642	33	115-249	160.68	102.0	1	re-raise	
2011	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLALB	MED	3108	12	2011	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLALB	MED	35.364342	13	1223	71-206	1110674571	28.9	1	re-raise		
2011	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLJAP	MED	22.3	147	2011	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLJAP	MED	27	1936	1025	327	100-224	154.7629969	83.2	1	re-raise	
2011	EU.España	EU.ESP-ES-MIPS	PS	MED	877.049		2011	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	297.2	149279	4788	99-184	143.0025063	62.1	1	sub-raise	
2011	EU.España	EU.ESP-ES-MISP	SPOR	MED	7.4947		2011	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLALB	MED	35.364342	13	1223	71-206	1110674571	28.9	1	sub-raise		
2011	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLHB	MED	4.4093		2011	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLHB	MED	5.457923092		145	75-199	119.224	1379	37.6	1	re-raise	
2011	EU.France	EU.FRA-MED	HL	SPHL	MED	14	2011	EU.France	EU.FRA-MED	HL	SPHL	MED	17.4592	1252	337	112-271	132.078635	51.8	0	raise	
2011	EU.France	EU.FRA-MED	LL	LL	MED	20	2011	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLALB	MED	35.364342	13	1223	71-206	1110674571	28.9	1	sub-raise		
2011	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	678	2011	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	297.2	149279	4788	99-184	143.0025063	62.1	1	re-raise	
2011	EU.France	EU.FRA-MED	TW	TRAW	MED	1	2011	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	297.2	149279	4788	99-184	143.0025063	62.1	1	sub-raise	
2011	EU.France	EU.FRA-MED	UN	UNCL	MED	93	2011	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	297.2	149279	4788	99-184	143.0025063	62.1	1	sub-raise	
2011	EU.Greece	EU.GRC	HL	HAND	MED	52.23885	2011	EU.Croatia	EU.HRV	HL	HAND	MED	5.49	1050425	133	112-197	124.6428571	41.3	0	sub-raise	
2011	EU.Greece	EU.GRC	LL	LL-deri	MED	19.05858	2011	EU.Cyprus	EU.CYP	LL	LLSWO	MED	3.3672	16642	33	115-249	160.68	102.0	1	sub-raise	
2011	EU.Greece	EU.GRC	PS	PS	MED	2.8	2011	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	297.2	149279	4788	99-184	143.0025063	62.1	1	sub-raise	
2011	EU.Greece	EU.GRC	PS	PSFB	MED	98.194	2011	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	297.2	149279	4788	99-184	143.0025063	62.1	1	sub-raise	
2011	EU.Italy	EU.ITA	SP	SPOR	MED	66.05	12	2011	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLALB	MED	35.364342	13	1223	71-206	1110674571	28.9	1	sub-raise	
2011	EU.Italy	EU.ITA	UN	UNCL	MED	130.03891	2011	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLALB	MED	35.364342	13	1223	71-206	1110674571	28.9	1	sub-raise		
2011	EU.Italy	EU.ITA-IT-ADFL	LLBFT	MED	3.3081		2011	EU.Italy	EU.ITA-IT-ADFL	LLBFT	MED	5.129	195856	88	120-159	140.4	166667	58.0	1	re-raise	
2011	EU.Italy	EU.ITA-IT-IONILL	LLBFT	MED	4.748		2011	EU.Italy	EU.ITA-IT-IONILL	LLBFT	MED	6.985938776		111	130-169	144.8333333	63.2	1	re-raise		
2011	EU.Italy	EU.ITA-IT-SAR TP	TRAP	MED	164.7472		2011	EU.Italy	EU.ITA-IT-SAR TP	TRAP	MED	197.977287		2658	110-279	148.0245347	74.5	1	re-raise		
2011	EU.Italy	EU.ITA-IT-SIC:LL	LLBFT	MED	582.3422		2011	EU.Italy	EU.ITA-IT-SIC:LL	LLBFT	MED	721025	1726	5	151	115-279	179.424	1774	140.0	1	re-raise
2011	EU.Italy	EU.ITA-IT-TYR LL	LLBFT	MED	79.11827		2011	EU.Italy	EU.ITA-IT-TYR LL	LLBFT	MED	100.467	1349	12	116	115-249	152.9242424	82.6	1	re-raise	
2011	EU.Italy	EU.ITA-IT-TYR PS	PSFB	MED	752.15477		2011	EU.Italy	EU.ITA-IT-TYR PS	PSFB	MED	737.0497817		7204	110-279	159.1666667	102.3	1	re-raise		
2011	EU.Malta	EU.MLT	LL	LL-surf	MED	917706	2011	EU.Malta	EU.MLT	LL	LL-surf	MED	114.8379	198	706	94-321	187.04	10765	162.7	0	raise
2011	EU.Malta	EU.MLT	PS	PS	MED	50.02000031	2011	EU.Italy	EU.ITA-IT-TYR PS	PSFB	MED	737.0497817		7204	110-279	159.1666667	102.3	1	sub-raise		
2011	Maroc	MAR	HL	HAND	MED	78	2011	Maroc	MAR	HL	HAND	ATE	86.5436	1659	525	155-279	210.776	1905	164.8	1	re-raise
2011	Maroc	MAR	LL	LL	MED	1	2011	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLHB	MED	5.457923092		145	75-199	119.224	1379	37.6	1	sub-raise	
2011	Maroc	MAR	PS	PS	MED	103	2011	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	297.2	149279	4788	99-184	143.0025063	62.1	1	sub-raise	
2011	Tunisie	TUN-TUN-MAIPS	PS	MED	133.743		2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	25196	14056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	sub-raise	
2011	Tunisie	TUN-TUN-SFAPS	PS	MED	717.784		2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	25196	14056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	sub-raise	
2011	Turkey	TUR	PS	PS	MED	8.175	2011	Turkey	TUR	PS	PS	MED	0.8	19642817	120	56-101	67.45833333	6.8	0	sub-raise	
2011	Turkey	TUR	PS	PS	MED	519.357	2011	Turkey	TUR	PS	PS	MED	0.8	19642817	120	56-101	67.45833333	6.8	0	raise	

t1Yr	t1FlagN	t1FleetC	t1GearG	t1Gear	t1Stock	t1Yt	szYr	szFlagN	szFleetC	szGearG	szGear	szStock	szYt0	szNt	Lrng	Lmed	Wmed	szInfo	Actions
2012	Algerie	DZA	PS	PS	MED	69	2012	Algerie	DZA	PS	PS	MED	0.606193181	19	85-144	114.6052632	319	0	raise
2012	EU.Croatia	EU.HRV	HL	HAND	MED	5.125	2012	EU.Croatia	EU.HRV-ADR	HL	HAND	MED	5.20	124.0	114-196	124.5564516	42	0	raise
2012	EU.Croatia	EU.HRV	HL	SPHL	MED	1.043	2012	EU.Croatia	EU.HRV-ADR	HL	SPHL	MED	1.05	17.0	126-179	142.6764706	62	0	none
2012	EU.Croatia	EU.HRV	LL	LL	MED	0.84	2012	EU.Croatia	EU.HRV-ADR	LL	LL	MED	0.85	15.0	115-166	137.7	56	0	none
2012	EU.Croatia	EU.HRV	PS	PS	MED	4.561	2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	251964056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	sub-raise
2012	EU.Croatia	EU.HRV	PS	PS	MED	362.218	2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	251964056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	sub-raise
2012	EU.Cyprus	EU.CYP	LL	LLBFT	MED	16.743	2012	EU.Cyprus	EU.CYP	LL	LLBFT	MED	1304121514	11	119-227	169.8636364	18.6	0	raise
2012	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLALB	LLALB	MED	19.0243	2012	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLALB	LLALB	MED	2167089051	679	50-193	114.5382916	319	1	re-raise
2012	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLJAP	LLJAP	MED	15068	2012	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLJAP	LLJAP	MED	1329460914	26	125-154	135.1923077	511	1	re-raise
2012	EU.España	EU.ESP-ES-MIPS	PS	PS	MED	1033.7457	2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	251964056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	sub-raise
2012	EU.España	EU.ESP-ES-MISP	SPOR	SPOR	MED	3.8409	2012	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLALB	LLALB	MED	2167089051	679	50-193	114.5382916	319	1	sub-raise
2012	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLHB	LLHB	MED	5.7955	2012	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLHB	LLHB	MED	6.716720617	161	60-164	124.6428571	41.7	1	re-raise
2012	EU.France	EU.FRA-MED	LL	LL	MED	112	2012	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLALB	LLALB	MED	2167089051	679	50-193	114.5382916	319	1	sub-raise
2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	678	2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	251964056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	re-raise
2012	EU.France	EU.FRA-MED	TW	MWT	MED	1	2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	251964056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	sub-raise
2012	EU.Greece	EU.GRC	HL	HAND	MED	39.457	2011	EU.Croatia	EU.HRV	HL	HAND	MED	5.491050425	133	112-197	124.6428571	41.3	0	sub-raise
2012	EU.Greece	EU.GRC	LL	LL-deri	MED	35.444	2012	EU.Cyprus	EU.CYP	LL	LLBFT	MED	1304121514	11	119-227	169.8636364	18.6	0	sub-raise
2012	EU.Greece	EU.GRC	PS	PS	MED	6.704	2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	251964056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	sub-raise
2012	EU.Greece	EU.GRC	PS	PSFB	MED	94.763	2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	251964056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	sub-raise
2012	EU.Italy	EU.ITA	SP	SPOR	MED	7.565	2012	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLALB	LLALB	MED	2167089051	679	50-193	114.5382916	319	1	sub-raise
2012	EU.Italy	EU.ITA	UN	UNCL	MED	24.6118	2012	EU.España	EU.ESP-ES-MILL	LLALB	LLALB	MED	2167089051	679	50-193	114.5382916	319	1	sub-raise
2012	EU.Italy	EU.ITA-IT-ADRLL	LLBFT	LLBFT	MED	9.8591	2012	EU.Italy	EU.ITA-IT-ADRLL	LLBFT	LLBFT	MED	10.73548358	210	115-189	133.622449	511	1	re-raise
2012	EU.Italy	EU.ITA-IT-SAR TP	TRAP	TRAP	MED	125.2239	2012	EU.Italy	EU.ITA-IT-SAR TP	TRAP	TRAP	MED	145.3064748	104	115-249	136.8452381	143.3	1	re-raise
2012	EU.Italy	EU.ITA-IT-SIC:LL	LLBFT	LLBFT	MED	240.6057	2012	EU.Italy	EU.ITA-IT-SIC:LL	LLBFT	LLBFT	MED	288.1579259	1691	100-274	196.6624365	170.4	1	re-raise
2012	EU.Italy	EU.ITA-IT-SIC:PS	PSFB	PSFB	MED	1373.8292	2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	251964056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	sub-raise
2012	EU.Italy	EU.ITA-IT-TYR LL	LLBFT	LLBFT	MED	5.8865	2012	EU.Italy	EU.ITA-IT-TYR LL	LLBFT	LLBFT	MED	6.008492968	43	95-254	176.5	140.0	1	re-raise
2012	EU.Malta	EU.MLT	LL	LLBFT	MED	126.71063	2012	EU.Malta	EU.MLT	LL	LLBFT	MED	170.9073343	776	100-283	213.9213916	220.2	1	re-raise
2012	EU.Malta	EU.MLT	LL	LLSWO	MED	9.842752	2012	EU.Malta	EU.MLT	LL	LLBFT	MED	170.9073343	776	100-283	213.9213916	220.2	1	sub-raise
2012	Egypt	EGY	PS	PS	MED	63.7	2012	Egypt	EGY	PS	PS	MED	0.411959792	6	122-170	147.6666667	68.7	0	raise
2012	Libya	LBY	PS	PS	MED	6.76	2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	251964056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	sub-raise
2012	Libya	LBY	PS	PS	MED	756.186	2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	251964056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	sub-raise
2012	Maroc	MAR	HL	HAND	MED	120	2012	Maroc	MAR	HL	HAND	ATE	136.5928565	891	150-279	205.5527497	153.3	1	re-raise
2012	Maroc	MAR	PS	PS	MED	103	2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	251964056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	sub-raise
2012	Tunisie	TUN-TUN-SFA	PS	PS	MED	107.4	2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	251964056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	sub-raise
2012	Turkey	TUR	PS	PS	MED	535.5506	2012	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	251964056	2241	116-215	175.1688978	12.4	1	sub-raise

t1Yr	t1FlagN	t1FleetC	t1GearG	t1Gear	t1Stock	t1Yt	szYr	szFlagN	szFleetC	szGearG	szGear	szStock	szYt0	szNt	Lrng	Lmed	Wmed	szInfo	Actions
2013	Albania	ALB	BB	BB	MED	9	2013	Albania	ALB	BB	BB	MED	0.079390777	4	98-99	99	19.8	0	raise
2013	Algerie	DZA	PS	PS	MED	244	2013	Algerie	DZA	PS	PS	MED	0.442698299	6	113-212	145.5	73.8	0	raise
2013	EU.Croatia	EUHRV	HL	HAND	MED	6	2013	EU.Croatia	EUHRV	HL	HAND	MED	5.69	1310	114-182	126.7748092	43	0	raise
2013	EU.Croatia	EUHRV	HL	SPHL	MED	1	2013	EU.Croatia	EUHRV	HL	SPHL	MED	1.37	24.0	117-169	139.5416667	57	0	none
2013	EU.Croatia	EUHRV	LL	LL	MED	2	2013	EU.Croatia	EUHRV	LL	LL	MED	1.48	27.0	115-195	135.4259259	55	0	raise
2013	EU.Croatia	EUHRV	PS	PS	MED	5	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise
2013	EU.Croatia	EUHRV	PS	PS	MED	375	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise
2013	EU.Cyprus	EUCYP	LL	LLBFT	MED	15	2013	EU.Cyprus	EUCYP	LL	LLBFT	MED	1299692768	13	107-267	156.9615385	100.0	1	re-raise
2013	EU.Cyprus	EUCYP	LL	LLSWO	MED	1	2013	EU.Cyprus	EUCYP	LL	LLSWO	MED	0.942065411	6	119-249	132.8333333	157.0	1	re-raise
2013	EU.España	EUESP-ES-MI	HL	HAND	MED	1	2013	EU.España	EUESP-ES-MI	LL	LLALB	MED	19.16092209	573	42-215	115.6082024	33.4	1	sub-raise
2013	EU.España	EUESP-ES-MI	LL	LLALB	MED	17	2013	EU.España	EUESP-ES-MI	LL	LLALB	MED	19.16092209	573	42-215	115.6082024	33.4	1	re-raise
2013	EU.España	EUESP-ES-MI	LL	LLHB	MED	7	2013	EU.España	EUESP-ES-MI	LL	LLHB	MED	8.266281297	122	60-229	138.6065574	67.8	1	re-raise
2013	EU.España	EUESP-ES-MI	PS	PS	MED	917	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise
2013	EU.España	EUESP-ES-MI	SP	SPOR	MED	6	2013	EU.España	EUESP-ES-MI	LL	LLALB	MED	19.16092209	573	42-215	115.6082024	33.4	1	sub-raise
2013	EU.France	EU.FRA-MED	LL	LL	MED	232	2013	EU.España	EUESP-ES-MI	LL	LLHB	MED	8.266281297	122	60-229	138.6065574	67.8	1	sub-raise
2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	1940	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	re-raise
2013	EU.France	EU.FRA-MED	TR	TROL	MED	17	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise
2013	EU.France	EU.FRA-MED	TW	MWT	MED	2	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise
2013	EU.Greece	EUGRC	HL	HAND	MED	35	2013	EU.Greece	EUGRC	UN	UNCL	MED	54.12288841	754	95-299	143.9986737	717810191	0	sub-raise
2013	EU.Greece	EUGRC	LL	LL-deri	MED	51	2013	EU.Greece	EUGRC	UN	UNCL	MED	54.12288841	754	95-299	143.9986737	718	0	raise
2013	EU.Greece	EUGRC	PS	PS	MED	2	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise
2013	EU.Greece	EUGRC	PS	PSFB	MED	90	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise
2013	EU.Italy	EU.ITA	LL	LLBFT	MED	180	2013	EU.Italy	EU.ITA-IT-ADR	LL	LLBFT	MED	105.5896063	2648	110-164	124.1929134	39.9	1	join-raise
2013	EU.Italy	EU.ITA	LL	LLBFT	MED		2013	EU.Italy	EU.ITA-IT-IONI	LL	LLBFT	MED	13.97460613	250	110-209	135	55.9	1	join-raise
2013	EU.Italy	EU.ITA	LL	LLBFT	MED		2013	EU.Italy	EU.ITA-IT-SIC	LL	LLBFT	MED	75.17067306	386	120-244	209.527027	194.9	1	join-raise
2013	EU.Italy	EU.ITA	LL	LLBFT	MED		2013	EU.Italy	EU.ITA-IT-TYR	LL	LLBFT	MED	19.21072901	271	110-234	143.4615385	70.9	1	join-raise
2013	EU.Italy	EU.ITA	PS	PSFB	MED	1474	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise
2013	EU.Italy	EU.ITA	SP	SPOR	MED	10	2013	EU.España	EUESP-ES-MI	LL	LLALB	MED	19.16092209	573	42-215	115.6082024	33.4	1	sub-raise
2013	EU.Italy	EU.ITA	TP	TRAP-S	MED	222	2012	EU.Italy	EU.ITA-IT-SAR	TP	TRAP	MED	145.3064748	1014	115-249	186.8452381	143.3	1	sub-raise
2013	EU.Italy	EU.ITA	UN	UNCL	MED	51	2013	EU.España	EUESP-ES-MI	LL	LLALB	MED	19.16092209	573	42-215	115.6082024	33.4	1	sub-raise
2013	EU.Malta	EUMLT	LL	LLBFT	MED	87	2013	EU.Malta	EUMLT	LL	LLBFT	MED	1012464168	431	0-295	2210104408	234.9	1	re-raise
2013	EU.Malta	EUMLT	LL	LLSWO	MED	2	2013	EU.Malta	EUMLT	LL	LLSWO	MED	1748215788	13	125-218	1813461538	134.5	1	re-raise
2013	EU.Malta	EUMLT	PS	PS	MED	66	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise
2013	Libya	LBY	PS	PS	MED	4	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise
2013	Libya	LBY	PS	PS	MED	929	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise
2013	Maroc	MAR	HL	HAND	MED	130	2013	Maroc	MAR	HL	HAND	ATE	146.7738807	835	145-289	215.1886228	175.8	1	re-raise
2013	Maroc	MAR	LL	LL	MED	9	2013	EU.España	EUESP-ES-MI	LL	LLHB	MED	8.266281297	122	60-229	138.6065574	67.8	1	sub-raise
2013	Maroc	MAR	PS	PS	MED	170	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise
2013	Tunisie	TUN-TUN-MAI	PS	PS	MED	70	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise
2013	Tunisie	TUN-TUN-MOI	PS	PS	MED	96	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise
2013	Tunisie	TUN-TUN-SFA	PS	PS	MED	987	2013	Tunisie	TUN-TUN-SFA	PS	PS	MED	0.8885015	9	130-219	163.6111111	98.7	0	raise
2013	Turkey	TUR	PS	PS	MED	551	2013	EU.France	EU.FRA-MED	PS	PS	MED	810.7691454	7100	146-204	175.746338	114.2	1	sub-raise

Table 5. Estimated size, weight and weight at size conversion factors for Atlantic bluefin tuna stocks. Highlighted weight - size functions correspond to the annual equations representing overall mean for the population. Size measures are straight fork length (SFL), curved fork length (CFL), length 1st dorsal spine (LD1), head length straight line from snout to operculum (HeadL), pre-opercular length straight line from the snout to pre-operculum (PreOP). Weight measures are round weight: weight of the whole fish (RWT), gutted weight: weight without guts and gonads (GWT); gutted and gilled: weight without guts, gonads and gills (GGWT); gutted gilled and tailed: weight without guts, gonads, gills and tail (GGTWT); and dressed weight: weight of fish gutted, head and tail off (DWT). All size units are centimeters (cm) and weight in kilograms (kg).

Weight-length relationships / stock unit	X	Y	X range	Y range	n	alpha	beta	r²	Residual standard error	Method
West - BFT										
Size conversion factors										
SFL = alpha + beta*CFL	CFL cm	SFL cm	55 - 275	53 - 265	1035	1.85746	0.9606	0.991004	2.564565	Fit Robust Estimate
CFL = alpha + beta*SFL	SFL cm	CFL cm	53 -265	55 -274	1035	-0.8319	1.03141	0.991004	2.670115	Fit Robust Estimate
Weight conversion factors										
RWT = alpha + beta*DWT	DWT kg	RWT kg	93 - 637	70 - 514	1960	6.19709	1.23034	0.976003	12.58053	Fit Robust Estimate
DWT = alpha + beta*RWT	RWT kg	DWT kg	70 - 514	93 - 637	1960	0.29114	0.79671	0.976003	10.13543	Fit Robust Estimate
Weight size relations										
RWT_std = alpha*SFL_std^beta	SFL cm	RWT kg	53 -353	4 -637	51204	1.59137E-05	3.020584	na	29.777988	nonlinear fit weight CV RWT
RWT = alpha*CFL^beta	CFL cm	RWT kg	4 - 637	56 -338	2977	4.94442E-05	2.80941	na	32.624945	nonlinear fit Gauss-Newton
RWT = alpha*SFL^beta	SFL cm	RWT kg	53 - 278	4 - 402	1826	1.14771E-05	3.090373	na	9.2913829	nonlinear fit Gauss-Newton
DWT = alpha*CFL^beta	CFL cm	DWT kg	25 - 514	127 - 366	49344	8.31E-06	3.078037	na	24.749856	nonlinear fit Gauss-Newton
GGTWT = alpha*SFL^beta	SFL cm	GGTWT kg	11 - 403	92 -289	2324	1.27354E-05	3.049098	na	18.241847	nonlinear fit Gauss-Newton

Weight-length relationships / stock unit	X	Y	X range	Y range	n	alpha	beta	r ²	Residual standard error	Method
East - BFT										
Size conversion factors										
LD1 = alpha + beta*SFL	SFL cm	LD1 cm	56 - 300	17 - 71	636	5.68911	0.25426	0.97762	2.051968	Fit Robust Estimate
CFL = alpha + beta*SFL	SFL cm	CFL cm	78 - 242	84 - 252	222	-1.887	1.05065	0.989565	4.121014	Fit Robust Estimate
SFL = alpha + beta*LD1	LD1 cm	SFL cm	17 - 71	56 - 300	636	-19.733	3.86483	0.97762	8.063375	Fit Robust Estimate
CFL = alpha + beta*LD1	LD1 cm	CFL cm	24 - 71	84 - 283	312	-27.832	4.12726	0.963645	8.838777	Fit Robust Estimate
LD1 = alpha + beta*CFL	CFL cm	LD1 cm	84 - 283	24 - 71	312	7.9182	0.23547	0.963645	2.116302	Fit Robust Estimate
SFL = alpha + beta*CFL	CFL cm	SFL cm	84 - 252	78 - 242	222	2.94574	0.94419	0.989565	3.885642	Fit Robust Estimate
HeadL = alpha + beta*CFL	CFL cm	HeadL cm	84 - 284	22 - 74	306	4.40413	0.22418	0.865423	3.048081	Fit Robust Estimate
PreOP = alpha + beta*CFL	CFL cm	PreOP cm	153 - 284	33 - 74	294	1.09339	0.18922	0.646239	3.099589	Fit Robust Estimate
PreOP = alpha + beta*HeadL	HeadL cm	PreOP cm	38 - 74	33 - 74	294	-2.2179	0.83582	0.782967	2.427795	Fit Robust Estimate
Weight conversion factors										
GWT = alpha + beta*RWT	RWT kg	GWT kg	0.3 - 370	0.3 - 358	236	-0.2169	0.95401	0.999741	1.090203	Fit Robust Estimate
GGWT = alpha + beta*RWT	RWT kg	GGWT kg	3 - 300	2.8 - 239	187	1.29846	0.74208	0.991269	5.918475	Fit Robust Estimate
RWT = alpha + beta*GGWT	GGWT kg	RWT kg	2.8 - 239	3 - 300	187	-1.6151	1.33725	0.991269	7.811807	Fit Robust Estimate
RWT = alpha + beta*GWT	GWT kg	RWT kg	0.3 - 358	0.3 - 370	236	0.23115	1.04789	0.999741	1.140367	Fit Robust Estimate
Wgt size relations										
RWT_std = alpha*SFL_std^beta	SFL cm	RWT kg	27 - 300	0.25 - 513	74096	3.15551E-05	2.898454	na	51.449903	nonlinear fit weight CV RWT
RWT = alpha*SFL^beta	SFL cm	RWT kg	27 - 300	0.25 - 470	65046	4.16892E-05	2.838279	na	9.0252449	nonlinear fit Gauss-Newton
GGTWT = alpha*SFL^beta	SFL cm	GGTWT kg	75 - 281	8 - 362	8034	4.58875E-05	2.807655	na	13.407286	nonlinear fit Gauss-Newton
GGWT = alpha*SFL^beta	SFL cm	GGWT kg	55 - 289	2.8 - 385	3469	0.00010655	2.630105	na	14.248998	nonlinear fit Gauss-Newton
GGWT = alpha*CFL^beta	CFL cm	GGWT kg	94 - 289	10 - 338	4962	2.54806E-05	2.893777	na	15.35662	nonlinear fit Gauss-Newton
GGWT = alpha*LD1^beta	LD1 cm	GGWT kg	29 - 76	20 - 350	2044	0.003845665	2.621073	na	21.819718	nonlinear fit Gauss-Newton
RWT = alpha*LD1^beta	LD1 cm	RWT kg	17 - 79	3 - 425	2796	0.001120971	2.917953	na	20.019236	nonlinear fit Gauss-Newton

Table 6. Estimated coefficients alpha and beta for the monthly weight-size relationship for Atlantic bluefin tuna. All functions correspond to straight fork length (SFL) cm and round weight (RWT) kg.

West - BFT			East - BFT		
Wgt size relations by month					
	alpha	Beta*lsMonth		alpha	Beta*lsMonth
Jan	1.59137E-05	3.017605144	Jan	3.15551E-05	2.898286574
Feb	1.59137E-05	3.01636155	Feb	3.15551E-05	2.896381959
Mar	1.59137E-05	3.026902737	Mar	3.15551E-05	2.89620393
Apr	1.59137E-05	3.052966822	Apr	3.15551E-05	2.899521914
May	1.59137E-05	3.019216646	May	3.15551E-05	2.906703518
Jun	1.59137E-05	3.006766766	Jun	3.15551E-05	2.903141844
Jul	1.59137E-05	3.01146935	Jul	3.15551E-05	2.891982942
Aug	1.59137E-05	3.017746764	Aug	3.15551E-05	2.892878325
Sep	1.59137E-05	3.022284806	Sep	3.15551E-05	2.896368538
Oct	1.59137E-05	3.029588559	Oct	3.15551E-05	2.897158519
Nov	1.59137E-05	3.024966899	Nov	3.15551E-05	2.897887564
Dec	1.59137E-05	3.015181387	Dec	3.15551E-05	2.8958942

Table 7. Specifications for Indices of Abundance for western bluefin tuna.

CONTINUITY MODEL INDEX SPECIFICATIONS			
Index	Ages	Time period	Partial Catch-at-Age Filter Criteria
Canadian Gulf of St. Lawrence	13-16	1981-2009, 2011-2013	FlagName="Canada" GearGrpCode="RR" or "TL" Monthc="Aug", "Sep", or "Oct"
Canadian Southwest Nova Scotia	8-14	1988-2013	FlagName="Canada", GearGrpCode="RR", "TL", or "HP" Monthc="Aug", "Sep", or "Oct"
U.S.A. Rod and Reel <145 cm	1-5	1980-83, 1985-1992	FlagName="U.S.A." GearGrpCode="RR" Size<145 Monthc="Jun", "Jul", Aug", or "Sep"
U.S.A. Rod and Reel 66-114 cm	2-3	1993-2013	FlagName="U.S.A." GearGrpCode="RR" Size>66 and Size<115 Monthc="Jun", "Jul", Aug" or, "Sep"
U.S.A. Rod and Reel 115-144 cm	4-5	1993-2013	FlagName="U.S.A." GearGrpCode="RR" Size>114 and Size<145 Monthc="Jun", "Jul", Aug" or, "Sep"
U.S.A. Rod and Reel >195 cm	10-16	1983-1992	FlagName="U.S.A." GearGrpCode="RR" Size>195 Monthc="Jul", Aug", "Sep", or "Oct"
U.S.A. Rod and Reel >177 cm	8-16	1993-2013	FlagName="U.S.A." GearGrpCode="RR" Size>177 Monthc="Jul", Aug", "Sep", or "Oct"
Japan Longline Area 2	2-16	1976-2013	FlagName="Japan"
Gulf of Mexico Larval Survey	9-16	1977-78, 1981-84, 1986-2013	Equal to Japan GOM LL 1974-1981 and U.S.A. GOM LL 2004-2013
U.S.A. Gulf of Mexico Longline	9-16	1987-2013	FlagName="U.S.A." GearGrpCode="LL" Monthc="Jan", "Feb", "Mar", "Apr", or "May" SampAreaCode="BF60"
Japan Gulf of Mexico Longline	9-16	1974-1981	FlagName="Japan"
Tagging	1-3	1970-1981	Fixed selectivity: ages 1-3 fully selected, ages 4+ not selected
MODIFICATIONS TO INDEX SPECIFICATIONS FOR BASE MODEL			
Canadian Gulf of St. Lawrence	8-16	No change	FlagName="Canada" GearCode="RR", "RRFB", or "TL" Monthc="Aug", "Sep", or "Oct" Lat=45 (1991 and later) Lon=60 (1991 and later)
Canadian Southwest Nova Scotia	5-16	No change	FlagName="Canada" Monthc="Aug", "Sep", or "Oct" GearCode="HARP" or "HP-E" (Lat=40, Lon=60) for 1991 and later plus GearCode="RR", "RRFP", "TL", "HARP" or "HP-E" (Lat=45, Lon=60) for 1991 and later
U.S.A. Gulf of Mexico Longline	No Change	1992-2013	No Change

Table 8. CPUE series used in the eastern and Mediterranean bluefin stock assessment.

Series Age Indexing Area Method Time of year Source	JPLL 4-10 Number NEAtl delta log-normal Begin-year SCRS/2014/045		JPLL 6-10 Number East Atl and Med delta log-normal Begin-year SCRS/2012/131		MO-SP TRAP 6-10+ Number East Atl and Med Neg. Binom. (log) no. Mid-year SCRS/2014/060		MO TRAP 10+ Number East Atl and Med Neg. Binom. (log) no. Mid-year SCRS/2014/168		SP BB1 5-Jun Weight East Atl and Med delta log-normal Mid-year SCRS/2014/054		SP BB2 2-Mar Weight East Atl and Med delta log-normal Mid-year SCRS/2014/054		SP BB3 3-Jun Weight East Atl and Med delta log-normal Mid-year SCRS/2014/054		Norway PS from Task II 10+ Weight East Atl Nominal Unknown			
	Year	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Task I	Effort	CPUE
1952									179.22	0.425								
1953									184.74	0.53								
1954									226.46	0.414								
1955									187.01	0.423						13394	370	36
1956									470.53	0.431						5313	250	21
1957									315.05	0.411						6437	225	29
1958									252.25	0.409						3860	160	24
1959									506.79	0.412						3241	100	32
1960									485.16	0.425						4215	90	47
1961									327.29	0.413						8553	165	52
1962									180.12	0.462						8730	135	65
1963											312.09	0.493				167	100	2
1964											457.4	0.415				1461	43	34
1965											228.91	0.41				2506	36	70
1966											349.1	0.421				1000	28	36
1967											345.89	0.414				2015	33	61
1968											447	0.422				753	32	24
1969											610.62	0.401				842	30	28
1970											594.66	0.431				470	11	43
1971											744.71	0.403				653	15	44
1972											525.63	0.413				430	10	43
1973											535.63	0.396				421	10	42
1974											245.39	0.439				869	19	46
1975			1.9	0.15							484.22	0.41				988	26	38
1976			2.15	0.12							483.96	0.414				529	25	21
1977			3.53	0.14							547.56	0.407				764	18	42
1978			1.5	0.15							705.26	0.412				221	18	12
1979			2.7	0.14							623.01	0.409				60	16	4
1980			1.69	0.16							634.81	0.446				282	14	20
1981			1.63	0.17	768.36	0.5719					510.66	0.422						
1982			3.32	0.13	1038.12	0.3463					503.78	0.418						
1983			2.12	0.13	1092.05	0.3463					625.14	0.432						
1984			1.62	0.12	1200.27	0.3463					331.71	0.449						
1985			1.75	0.15	814.46	0.3464					1125.74	0.407						
1986			1.32	0.14	394.33	0.2805	1962.8	0.084			751.21	0.419						
1987			2.16	0.13	433.53	0.2805	1489.6	0.088			1008.43	0.415						
1988			1.35	0.14	1014.56	0.2803	3725.74	0.077			1394.68	0.419						
1989			1.05	0.16	531.45	0.2609	1113.18	0.065			1285.6	0.4						
1990	0.401	0.318	1.41	0.14	614.37	0.226	421.08	0.054			986.51	0.407						
1991	0.504	0.271	1.21	0.13	727.86	0.2259	1800.92	0.043			901.2	0.422						
1992	0.857	0.164	1.03	0.14	313.95	0.2263	255.43	0.059			695.16	0.427						
1993	0.843	0.136	1.04	0.14	325.36	0.2262	353.8	0.055			2093.55	0.403						
1994	1.008	0.159	1.12	0.16	341.9	0.2262	435.29	0.053			1007.03	0.419						
1995	1.030	0.134	1.42	0.15	223.43	0.2265	261.37	0.059			1235.91	0.405						
1996	2.582	0.130	0.5	0.22	375.22	0.2462	426.57	0.061			1739.29	0.398						
1997	1.611	0.128	0.53	0.21	992.41	0.2459	1073.92	0.052			2246.41	0.404						
1998	0.848	0.160	0.71	0.17	925.14	0.2459	1780.47	0.049			879.51	0.409						
1999	1.202	0.147	0.64	0.22	1137.45	0.2459	1116.41	0.052			339.77	0.436						
2000	1.209	0.116	0.74	0.2	739.23	0.2259	1298.08	0.045			960.44	0.402						
2001	1.441	0.122	0.96	0.17	1284.62	0.2258	3632.88	0.039			704.49	0.447						
2002	1.104	0.126	2.05	0.15	1130.42	0.2258	2890.3	0.040			687.42	0.423						
2003	1.134	0.142	1.7	0.13	662.66	0.2368	1834.58	0.043			444.91	0.482						
2004	1.015	0.118	0.82	0.18	332.36	0.2262	579.33	0.051			1210.46	0.417						
2005	0.733	0.115	0.88	0.15	677.39	0.2259	1765.14	0.043			2383.57	0.4						
2006	0.866	0.115	1.91	0.15	633.94	0.226	1249.32	0.045			850.09	0.48						
2007	0.887	0.116	0.94	0.19	1000.6	0.2259	2422.15	0.041					2176.44	0.315				
2008	1.035	0.115	1.22	0.17	634.18	0.226	1166.68	0.045					2144.54	0.304				
2009	1.529	0.114	1.04	0.24	876.71	0.2259	1351.18	0.044					955.29	0.305				
2010	2.486	0.129			1042.24	0.2366	1205.37	0.051					2109.08	0.309				
2011	4.204	0.168			674.97	0.2259	1054.29	0.046					2762.62	0.306				
2012	9.253	0.214			1187.75	0.2366	2065.48	0.048					2216.18	0.39				
2013	7.751	0.177			4285.56	0.3312	6978.12	0.041					1571.64	0.445				

Table 9. Description of available indices of abundance for the 2014 western bluefin tuna assessment.

	CAN GLS		CAN SWNS		US RR<145		US RR66-114	
Age Min	8		5		1		2	
Age Max	16+		16+		5		3	
Catch Unit	Numbers		Numbers		Numbers		Numbers	
Effort Unit	Hour		Hour		Offset = log(Hours Fished)		Offset = log(Hours Fished)	
Method	Delta-Lognormal		Delta-Lognormal		Delta-Poisson		Negative Binomial	
Months Covered	Aug 1 - Oct 31		Aug 1 - Oct 31		June-Sept		June-Sept	
Area Covered	Canada - Gulf of St. Lawrence		Canada - SW Nova Scotia		NE UNITED STATES		NE UNITED STATES	
Updated Since Last Assessment	YES		YES		NO		YES	
USED FOR IN LAST ASSESSMENT	BASE		BASE		BASE		BASE	
	CAN GLS		CAN SWNS		US RR<145		US RR66-114	
YEAR	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV
1960	-	-	-	-	-	-	-	-
1961	-	-	-	-	-	-	-	-
1962	-	-	-	-	-	-	-	-
1963	-	-	-	-	-	-	-	-
1964	-	-	-	-	-	-	-	-
1965	-	-	-	-	-	-	-	-
1966	-	-	-	-	-	-	-	-
1967	-	-	-	-	-	-	-	-
1968	-	-	-	-	-	-	-	-
1969	-	-	-	-	-	-	-	-
1970	-	-	-	-	-	-	-	-
1971	-	-	-	-	-	-	-	-
1972	-	-	-	-	-	-	-	-
1973	-	-	-	-	-	-	-	-
1974	-	-	-	-	-	-	-	-
1975	-	-	-	-	-	-	-	-
1976	-	-	-	-	-	-	-	-
1977	-	-	-	-	-	-	-	-
1978	-	-	-	-	-	-	-	-
1979	-	-	-	-	-	-	-	-
1980	-	-	-	-	0.799	0.430	-	-
1981	1.320	0.160	-	-	0.399	0.520	-	-
1982	0.600	0.380	-	-	2.102	0.330	-	-
1983	1.540	0.100	-	-	1.114	0.260	-	-
1984	0.850	0.090	-	-	-	-	-	-
1985	0.210	0.230	-	-	0.630	0.640	-	-
1986	0.240	0.220	-	-	0.778	0.430	-	-
1987	0.320	0.320	-	-	1.219	0.400	-	-
1988	0.530	0.250	13.860	0.190	0.988	0.380	-	-
1989	0.650	0.280	13.030	0.180	0.988	0.430	-	-
1990	0.190	0.270	12.320	0.180	0.904	0.340	-	-
1991	0.650	0.220	9.510	0.190	1.261	0.350	-	-
1992	1.450	0.200	9.410	0.180	0.820	0.420	-	-
1993	0.900	0.130	6.090	0.190	-	-	1.105	0.364
1994	0.250	0.130	7.280	0.180	-	-	0.258	0.446
1995	0.720	0.090	7.040	0.190	-	-	1.108	0.345
1996	0.080	0.200	5.560	0.180	-	-	1.631	0.376
1997	0.130	0.170	4.480	0.170	-	-	2.368	0.330
1998	0.240	0.150	7.950	0.170	-	-	1.389	0.373
1999	0.420	0.120	10.820	0.180	-	-	1.334	0.432
2000	0.320	0.130	4.660	0.180	-	-	0.951	0.501
2001	0.290	0.160	9.370	0.190	-	-	0.465	0.352
2002	0.450	0.130	11.490	0.180	-	-	1.485	0.399
2003	0.830	0.090	15.900	0.180	-	-	0.406	0.346
2004	1.080	0.100	9.150	0.190	-	-	2.233	0.318
2005	1.040	0.080	10.550	0.170	-	-	2.179	0.316
2006	1.140	0.090	11.660	0.180	-	-	0.578	0.345
2007	2.280	0.150	9.480	0.180	-	-	0.445	0.314
2008	1.740	0.110	13.650	0.200	-	-	0.352	0.327
2009	2.560	0.160	10.570	0.180	-	-	0.351	0.326
2010	9.310	0.190	9.180	0.210	-	-	0.611	0.327
2011	3.700	0.110	10.430	0.210	-	-	0.796	0.355
2012	5.620	0.110	9.660	0.200	-	-	0.399	0.408
2013	4.810	0.090	5.340	0.190	-	-	0.554	0.363

Table 9. cont.

	US RR115-144		US RR>195		LARVAL ZERO INFLATED		US RR>177	
Age Min	4		8		9		8	
Age Max	5		10		16+		16+	
Catch Unit	Numbers		Numbers		Index of Spawning Biomass		Numbers	
Effort Unit	Offset = log(Hours Fished)		Offset = log(Hours Fished)		CPUE = Larvae/100m ²		Offset = log(Hours Fished)	
Method	Negative Binomial		Delta-Poisson		Delta-lognormal Zero inflated		Negative Binomial	
Months Covered	June-Sept		June-Sept		Apr 20 - May 31		June-Sept	
Area Covered	NE UNITED STATES		NE UNITED STATES		Gulf of Mexico		NE UNITED STATES	
Updated Since Last Assessment	YES		NO		YES		YES	
	BASE		BASE		BASE		BASE	
	US RR115-144		US RR>195		LARVAL ZERO INFLATED		US RR>177	
YEAR	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV
1960	-	-	-	-	-	-	-	-
1961	-	-	-	-	-	-	-	-
1962	-	-	-	-	-	-	-	-
1963	-	-	-	-	-	-	-	-
1964	-	-	-	-	-	-	-	-
1965	-	-	-	-	-	-	-	-
1966	-	-	-	-	-	-	-	-
1967	-	-	-	-	-	-	-	-
1968	-	-	-	-	-	-	-	-
1969	-	-	-	-	-	-	-	-
1970	-	-	-	-	-	-	-	-
1971	-	-	-	-	-	-	-	-
1972	-	-	-	-	-	-	-	-
1973	-	-	-	-	-	-	-	-
1974	-	-	-	-	-	-	-	-
1975	-	-	-	-	-	-	-	-
1976	-	-	-	-	-	-	-	-
1977	-	-	-	-	2.249	0.510	-	-
1978	-	-	-	-	4.388	0.245	-	-
1979	-	-	-	-	-	-	-	-
1980	-	-	-	-	-	-	-	-
1981	-	-	-	-	0.812	0.491	-	-
1982	-	-	-	-	1.184	0.300	-	-
1983	-	-	2.805	0.100	0.838	0.347	-	-
1984	-	-	1.246	0.188	0.313	0.566	-	-
1985	-	-	0.857	0.300	-	-	-	-
1986	-	-	0.503	1.097	0.346	0.434	-	-
1987	-	-	0.529	0.476	0.311	0.470	-	-
1988	-	-	0.941	0.364	1.113	0.347	-	-
1989	-	-	0.763	0.364	0.617	0.376	-	-
1990	-	-	0.626	0.335	0.326	0.359	-	-
1991	-	-	0.820	0.284	0.301	0.613	-	-
1992	-	-	0.910	0.276	0.422	0.359	-	-
1993	0.985	0.407	-	-	0.439	0.693	0.685	0.306
1994	0.263	0.546	-	-	0.536	0.351	0.937	0.287
1995	0.633	0.405	-	-	0.220	0.538	1.129	0.269
1996	0.728	0.481	-	-	0.792	0.518	3.329	0.255
1997	0.243	0.477	-	-	0.327	0.393	1.498	0.375
1998	0.899	0.382	-	-	0.114	0.551	1.622	0.256
1999	0.770	0.506	-	-	0.462	0.529	1.881	0.289
2000	1.266	0.556	-	-	0.252	0.538	0.629	0.280
2001	1.358	0.392	-	-	0.461	0.327	1.376	0.301
2002	2.599	0.454	-	-	0.239	0.649	1.937	0.241
2003	0.590	0.387	-	-	0.790	0.396	0.449	0.286
2004	0.674	0.376	-	-	0.554	0.706	0.745	0.284
2005	0.630	0.377	-	-	0.181	0.304	0.655	0.272
2006	1.457	0.384	-	-	0.467	0.352	0.426	0.376
2007	1.476	0.348	-	-	0.387	0.450	0.328	0.373
2008	1.384	0.358	-	-	0.312	0.392	0.399	0.356
2009	0.387	0.397	-	-	0.582	0.335	0.288	0.403
2010	1.240	0.372	-	-	0.392	0.520	0.945	0.270
2011	1.273	0.408	-	-	1.018	0.400	0.590	0.295
2012	1.106	0.459	-	-	0.300	0.491	0.651	0.269
2013	1.038	0.429	-	-	0.978	0.360	0.503	0.293

Table 9. cont.

	JLL AREA 2 (WEST)		JLL GOM		TAGGING		US PLL GOM		US PLL GOM Early	
Age Min	2		9		1		9		9	
Age Max	16+		16+		3		16+		16+	
Catch Unit	Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers	
Effort Unit					-		1000 Hooks		1000 Hooks	
Method	Delta-lognormal		Delta-lognormal		-		Delta-Lgn with Repeated Measures		Delta-Lgn with Repeated Measures	
Months Covered					-		Jan 1 - May 31		Jan 1 - May 31	
Area Covered							Gulf of Mexico and US Florida East Coast		Gulf of Mexico and US Florida East Coast	
Updated Since Last Assessment	YES		NO		NO		YES		YES	
	BASE		BASE		BASE		BASE		BASE	
	JLL AREA 2 (WEST)		JLL GOM		TAGGING		US PLL GOM 1 - 6		US PLL GOM 1 - 6	
YEAR	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV	INDEX	CV
1960	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1961	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1962	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1963	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1964	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1965	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1966	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1967	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1968	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1969	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1970	-	-	-	-	1065132	0.20	-	-	-	-
1971	-	-	-	-	1001624	0.20	-	-	-	-
1972	-	-	-	-	431955	0.20	-	-	-	-
1973	-	-	-	-	183616	0.20	-	-	-	-
1974	-	-	0.96	0.26	341589	0.20	-	-	-	-
1975	-	-	8	6	554596	0.20	-	-	-	-
1976	0.609	0.432	0.53	0.20	253265	0.20	-	-	-	-
1977	2.362	0.215	4	5	257385	0.20	-	-	-	-
1978	1.140	0.289	6	7	121110	0.20	-	-	-	-
1979	0.782	0.254	0.91	0.21	98815	0.20	-	-	-	-
1980	1.487	0.209	3	6	192541	0.20	-	-	-	-
1981	1.932	0.155	0.87	0.22	337995	0.24	-	-	-	-
1982	0.708	0.248	6	5	-	-	-	-	-	-
1983	0.434	0.315	1.28	0.28	-	-	-	-	-	-
1984	1.017	0.216	7	3	-	-	-	-	-	-
1985	1.184	0.208	1.15	0.26	-	-	-	-	-	-
1986	0.088	0.598	0.55	0.23	-	-	-	-	-	-
1987	0.782	0.264	3	9	-	-	-	-	-	-
1988	1.179	0.205	-	-	-	-	-	-	3.390	0.297
1989	0.991	0.214	-	-	-	-	-	-	1.634	0.324
1990	0.818	0.243	-	-	-	-	-	-	2.532	0.310
1991	0.818	0.259	-	-	-	-	-	-	1.979	0.324
1992	1.252	0.212	-	-	-	-	0.803	0.350	3.307	0.302
1993	1.229	0.227	-	-	-	-	0.452	0.368	-	-
1994	1.136	0.220	-	-	-	-	0.332	0.394	-	-
1995	0.842	0.288	-	-	-	-	0.313	0.397	-	-
1996	2.105	0.204	-	-	-	-	0.182	0.404	-	-
1997	1.304	0.252	-	-	-	-	0.334	0.368	-	-
1998	0.614	0.290	-	-	-	-	0.357	0.375	-	-
1999	0.657	0.308	-	-	-	-	0.609	0.330	-	-
2000	0.820	0.272	-	-	-	-	0.893	0.330	-	-
2001	0.519	0.401	-	-	-	-	0.507	0.381	-	-
2002	0.606	0.307	-	-	-	-	0.475	0.392	-	-
2003	0.597	0.395	-	-	-	-	0.862	0.325	-	-
2004	0.529	0.385	-	-	-	-	0.779	0.327	-	-
2005	0.640	0.228	-	-	-	-	0.589	0.343	-	-
2006	1.100	0.229	-	-	-	-	0.414	0.393	-	-
2007	1.690	0.229	-	-	-	-	0.550	0.382	-	-
2008	0.726	0.349	-	-	-	-	1.262	0.336	-	-
2009	1.675	0.334	-	-	-	-	1.054	0.358	-	-
2010	0.607	0.366	-	-	-	-	0.887	0.342	-	-
2011	2.588	0.24	-	-	-	-	0.729	0.488	-	-
2012	3.61	0.295	-	-	-	-	1.339	0.339	-	-
2013	2.618	0.263	-	-	-	-	0.433	0.406	-	-

Table 10. Technical specifications of the ADAPT-VPA runs investigated for the East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stock (for acronyms of CPUE series, see **Table 8**).

<i>Run</i>	<i>Period</i>	<i>CPUE series</i>	<i>CAA and PCAA</i>	<i>F-ratios</i>	<i>Plus group</i>	<i>Name of the run in SCRS/2014/113</i>
2012 Base case	1950-2011	Norwegian purse seine, Spain-Moroccan trap, Japanese longline North East Atlantic, Japanese longline East Atlantic & Mediterranean, and the Spanish bait boat indices	As in 2012	As in 2012	10+	Run_0
2012 Base case updated	1950-2011	Same CPUEs as 2012, but updated	Updated	As in 2012	10+	Run_1
Update1	1950-2013	As 2012 Base case updated but update all indices	Updated	As in 2012	10+	Run_2
Update1_Split_JP	1950-2013	As Update1 but split Japanese longline North East Atlantic (1990-2009, 2010-2013)	Updated	As in 2012	10+	Run_3
Update1_2yrBB	1950-2013	As Update1 but remove last 2 years in Spanish bait boat index	Updated	As in 2012	10+	Run_4
Update1_aerial	1950-2013	As Update1 with aerial survey index	Updated	As in 2012	10+	Run_6
Continuity run (CR)	1950-2013	As Update1 but remove last 1 years in Spanish-Moroccan trap	Updated	As in 2012	10+	Run_5
CR_Split_JP	1950-2013	As CR but split Japanese longline North East Atlantic (1990-2009, 2010-2013)	Updated	As in 2012	10+	Run_7
CR_Mo_TP	1950-2013	As CR but use Moroccan trap CPUE instead of Spanish-Moroccan trap	Updated	As in 2012	10+	Run_17
CR_est_Fratio_v1	1950-2013	As CR	Updated	Estimated, but using the same period as run 5	10+	Run_14
CR_est_Fratio_v2	1950-2013	As CR	Updated	Estimated, but with periods defined by the Catch curve analysis (SCRS/2014/115)	10+	Run_15
CR_+Group_16	1950-2013	As CR	Updated	All=1	16+	Run_16
CR_New_CAA	1950-2013	As CR	New CAA-PCAA coming from GBYP	As Run_5	10+	Run_5new

Table 11. Parameter specifications of the VPA continuity, base, and sensitivity runs for western bluefin tuna.

<i>Run number</i>	<i>0-18,22-23, 25-26</i>	<i>19</i>	<i>20</i>	<i>21</i>	<i>24</i>
First Age	1	1	1	1	1
Plus Group Age	16+	16+	16+	16+	16+
First Year	1970	1970	1970	1970	1970
Last Year	2013	2013	2013	2013	2013
Natural Mortality	0.14 all ages	Age1: 0.49, Ages2-5: 0.24, Age6: 0.20, Age7: 0.18, Age8: 0.15, Age9: 0.13, Age10+: 0.10	0.14 all ages	0.14 all ages	0.14 all ages
Maturity	Same as 2012: Knife-Edged; 0.0 for ages 0-8; 1.0 at 9+	Age1-3:0, Ages4: 0.5, Age6+:1	Age1-8: 0, Ages9: 0.01, Age10: 0.02, Age11: 0.05 Age12: 0.1, Age13: 0.3, Age14: 0.6, Age15: 0.9, Age16: 1	Same as 2012: Knife- Edged; 0.0 for ages 0-8; 1.0 at 9+	
Constraint on Vulnerability (Applied to Last N Years; Std Dev; First Age - Last Age)			3; 0.5; 1-15		
F in last year			Estimated for ages 1-15		
F-ratio		Fixed at 1.0 for all years			Fixed at 1.0 for first year, estimated using a random walk for all years following
Index Weighting	Indices equally weighted (estimating a single variance parameter common to all indices)				
Bootstrap Specifications	If bootstrapped, used Stine correction to inflate residuals				

Table 12. Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna. Summary of the values of the current fishing mortality and spawning stock biomass for the different scenarios for recruitment and historical catch levels.

Ref. point	Recr. scen.	Catch level	Quantile10%	Median	Quantile90%	Quantile10% 2012	Median 2012	Quantile90% 2012
F0.1	low	Reported	0.07	0.07	0.07	0.09	0.1	0.13
F0.1	low	Inflated	0.07	0.07	0.07	0.08	0.08	0.09
F0.1	med	Reported	0.07	0.07	0.07	0.09	0.1	0.13
F0.1	med	Inflated	0.07	0.07	0.07	0.08	0.08	0.09
F0.1	high	Reported	0.07	0.07	0.08	0.09	0.1	0.13
F0.1	high	Inflated	0.07	0.07	0.08	0.08	0.08	0.09
SSB0.1	low	Reported	349300	351200	352800	303800	318500	331200
SSB0.1	low	Inflated	352200	354000	355800	337100	342300	346500
SSB0.1	med	Reported	505900	508400	510600	431100	452400	470000
SSB0.1	med	Inflated	553400	556000	558600	515600	523800	530000
SSB0.1	high	Reported	839900	843600	847400	739000	774400	805900
SSB0.1	high	Inflated	1116000	1121000	1126000	1069000	1087000	1100000

Table 13. Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna. Summary of the values of the reference points for the different scenarios for recruitment and historical catch levels.

Catch Scen.	Recr. scen.	SSB/SSB _{F0.1}	F/F0.1	SSB/SSB _{F0.1}	F/F0.1 2012
Reported	low	1.53	0.89	0.45	0.7
Reported	med	1.09	0.63	0.41	0.7
Reported	high	0.69	0.37	0.4	0.69
Inflated	low	1.66	1.17	0.43	0.36
Inflated	med	1.1	0.77	0.38	0.36
Inflated	high	0.59	0.37	0.36	0.36

Table 14. Spawning stock biomass and recruitment estimates from the base VPA of western bluefin tuna.

Year	SSB	Recruitment
1970	51113	363640
1971	50857	322392
1972	51266	278521
1973	51539	150973
1974	46241	465746
1975	41025	164391
1976	36159	135241
1977	31021	112512
1978	27718	95145
1979	24534	99656
1980	22252	81299
1981	19138	80599
1982	18020	82285
1983	17279	104287
1984	16438	93252
1985	14850	98867
1986	15239	102505
1987	14630	91424
1988	14523	138821
1989	14103	121629
1990	13546	114105
1991	13283	94800
1992	12927	83580
1993	13133	77333
1994	13055	88548
1995	13721	114612
1996	14996	92054
1997	16121	75317
1998	16494	101446
1999	16136	104719
2000	16445	90853
2001	16249	91803
2002	16103	105420
2003	16178	173337
2004	16797	149469
2005	17324	63186
2006	18047	86729
2007	20301	96287
2008	21323	74561
2009	21706	65547
2010	22700	80317
2011	26607	-
2012	28318	-
2013	27966	-

Table 15. Preliminary average age-length key applied to the catch-at-size of western bluefin tuna for a sensitivity comparison with the age-slicing method used in the base VPA.

Size_bin	Age1	Age2	Age3	Age4	Age5	Age6	Age7	Age8	Age9	Age10	Age11	Age12	Age13	Age14	Age15	Age16+
51	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
55	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
59	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
63	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
75	0.500	0.500	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
79	0.500	0.500	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
83	0.000	0.667	0.333	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
91	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
99	0.000	0.000	0.500	0.500	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
103	0.000	0.500	0.500	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
107	0.000	0.500	0.500	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
111	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
115	0.000	0.000	0.000	0.500	0.000	0.500	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
119	0.000	0.000	0.000	0.500	0.500	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
123	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
127	0.000	0.000	0.250	0.250	0.500	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
131	0.000	0.000	0.000	0.333	0.667	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
135	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
139	0.000	0.000	0.000	0.000	0.500	0.500	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
143	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
147	0.000	0.000	0.000	0.000	0.250	0.500	0.000	0.000	0.250	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
151	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.500	0.500	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
155	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.125	0.625	0.250	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
159	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.077	0.231	0.615	0.000	0.000	0.077	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
163	0.000	0.000	0.000	0.143	0.000	0.571	0.143	0.000	0.143	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
167	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.167	0.833	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
171	0.000	0.000	0.000	0.000	0.333	0.000	0.333	0.000	0.333	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
175	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.667	0.000	0.333	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
179	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.333	0.000	0.000	0.000	0.333	0.000	0.000	0.000	0.333	0.000
183	0.000	0.000	0.000	0.000	0.022	0.000	0.217	0.239	0.239	0.217	0.065	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
187	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.016	0.098	0.393	0.262	0.148	0.033	0.033	0.000	0.016	0.000	0.000
191	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.111	0.444	0.333	0.056	0.056	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
195	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.174	0.174	0.391	0.174	0.087	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
199	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.050	0.200	0.450	0.150	0.100	0.000	0.000	0.000	0.050	0.000
203	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.107	0.393	0.357	0.143	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
207	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.027	0.162	0.405	0.216	0.081	0.027	0.027	0.027	0.000	0.027
211	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.053	0.105	0.158	0.526	0.158	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
215	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.027	0.351	0.297	0.189	0.081	0.027	0.000	0.000	0.027
219	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.211	0.000	0.526	0.211	0.000	0.053	0.000	0.000	0.000
223	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.053	0.211	0.316	0.316	0.105	0.000	0.000	0.000	0.000
227	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.048	0.238	0.381	0.190	0.048	0.048	0.000	0.000	0.048
231	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.083	0.583	0.083	0.042	0.208	0.000	0.000	0.000
235	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.154	0.308	0.077	0.115	0.115	0.038	0.192
239	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.083	0.167	0.250	0.083	0.083	0.083	0.000	0.250
243	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.154	0.000	0.231	0.077	0.077	0.077	0.077	0.308
247	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.067	0.000	0.067	0.067	0.133	0.067	0.200	0.067	0.333
251	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.054	0.081	0.243	0.027	0.054	0.135	0.054	0.351
255	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.111	0.000	0.111	0.074	0.111	0.222	0.370
259	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.025	0.025	0.150	0.150	0.025	0.200	0.425
263	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.032	0.097	0.000	0.032	0.097	0.161	0.581
267	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.176	0.059	0.118	0.118	0.529
271	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.038	0.038	0.154	0.077	0.115	0.577
275	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.267	0.733
279	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.063	0.000	0.063	0.125	0.750
283	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.071	0.000	0.000	0.929
287	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000
291	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.100	0.000	0.900
295	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000
299	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000
303	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000
307	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.500	0.000	0.000	0.000	0.500

Table 16. WBFT: Estimated benchmarks and reference points with 80% confidence intervals.

Low Recruitment						
MEASURE	LOWER CL	MEDIAN	UPPER CL	AVERAGE	RUN 0	STD. DEV.
F at MSY	0.17	0.20	0.24	0.21	0.19	0.03
MSY	2807	3050	3307	3056	3086	200
Y/R at MSY	30.3	31.6	32.7	31.5	32.0	1.0
S/R at MSY	130	137	144	137	138	5
SPR AT MSY	0.19	0.20	0.21	0.20	0.21	0.01
SSB AT MSY	12969	13226	13645	13268	13343	263
F at max. Y/R	0.20	0.23	0.26	0.23	0.23	0.02
Y/R maximum	30.4	31.7	32.8	31.6	32.1	1.0
S/R at Fmax	113	122	129	122	113	6
SPR at Fmax	0.17	0.18	0.19	0.18	0.17	0.01
SSB at Fmax	0	0	0	514	0	2588
F 0.1	0.11	0.12	0.13	0.12	0.12	0.01
Y/R at F0.1	28.0	29.0	29.8	29.0	29.5	0.7
S/R at F0.1	226	239	250	239	229	10
SPR at F0.1	0.34	0.36	0.37	0.36	0.34	0.01
SSB at F0.1	21330	23042	24966	23140	22101	1432

High Recruitment						
MEASURE	LOWER CL	MEDIAN	UPPER CL	AVERAGE	RUN 0	STD. DEV.
F at MSY	0.07	0.08	0.10	0.08	0.08	0.01
MSY	4442	5316	5863	5233	5343	554
Y/R at MSY	24.4	25.9	27.2	25.9	25.6	1.0
S/R at MSY	288	307	323	307	312	14
SPR AT MSY	0.43	0.46	0.48	0.46	0.46	0.02
SSB AT MSY	50096	63102	72921	62443	64998	9166
F at max. Y/R	0.20	0.23	0.26	0.23	0.23	0.02
Y/R maximum	30.5	31.7	32.8	31.7	32.2	1.0
S/R at Fmax	113	121	129	121	113	6
SPR at Fmax	0.17	0.18	0.19	0.18	0.17	0.01
SSB at Fmax	0	1244	6317	2192	0	2624
F 0.1	0.11	0.12	0.13	0.12	0.12	0.01
Y/R at F0.1	28.1	29.1	29.8	29.0	29.5	0.7
S/R at F0.1	226	238	250	239	229	10
SPR at F0.1	0.34	0.35	0.37	0.36	0.34	0.01
SSB at F0.1	32329	40179	45458	39559	36554	5095

Table 17. Comparison of benchmark estimates between the 2014 base VPA and 2012 base VPA assessments of western bluefin tuna.

Low Recruitment						
	2014 Base VPA			2012 Base VPA		
MEASURE	LOWER CL	MEDIAN	UPPER CL	LOWER CL	MEDIAN	UPPER CL
F at MSY	0.17	0.20	0.24	0.14	0.17	0.19
MSY	2807	3050	3307	2452	2634	2834
SSB AT MSY	12969	13226	13645	12717	12944	13268
F 0.1	0.11	0.12	0.13	0.10	0.11	0.12
SPR at F0.1	0.34	0.36	0.37	0.33	0.35	0.36
SSB at F0.1	21330	23042	24966	18476	19986	21708

High Recruitment						
	2014 Base VPA			2012 Base VPA		
MEASURE	LOWER CL	MEDIAN	UPPER CL	LOWER CL	MEDIAN	UPPER CL
F at MSY	0.07	0.08	0.10	0.06	0.06	0.07
MSY	4442	5316	5863	5736	6472	7500
SSB AT MSY	50096	63102	72921	77289	93621	116679
F 0.1	0.11	0.12	0.13	0.10	0.11	0.12
SPR at F0.1	0.34	0.35	0.37	0.33	0.35	0.36
SSB at F0.1	32329	40179	45458	33170	41028	46115

Table 18. WBFT: The annual probability that $F_{\text{current}} < F_{\text{MSY}}$ at various levels of total allowable catch. The current TAC of 1,750 mt is highlighted in bold.

A) Low Recruitment

Probability that $F < F_{\text{msy}}$ (No Overfishing)							
TAC	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
0-1600 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1700 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1750 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1800 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1900 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2000 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2100 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2200 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2300 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2400 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2500 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2600 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2700 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2800 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2900 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	99.8%
3000 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	99.6%
3100 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	99.8%	99.4%
3200 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	99.8%	99.4%	98.6%
3300 mt	100.0%	100.0%	100.0%	99.8%	99.4%	99.2%	98.0%
3400 mt	100.0%	100.0%	100.0%	99.4%	98.8%	98.4%	97.2%
3500 mt	100.0%	100.0%	99.6%	99.4%	98.6%	97.6%	96.4%

B) High Recruitment

Probability that $F < F_{\text{msy}}$ (No Overfishing)							
TAC	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
0-400 mt	78.6%	97.4%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
500 mt	78.6%	97.4%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
600 mt	78.6%	97.4%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
700 mt	78.6%	97.4%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
800 mt	78.6%	97.4%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
900 mt	78.6%	97.4%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1000 mt	78.6%	97.4%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1100 mt	78.6%	97.4%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1200 mt	78.6%	97.4%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1300 mt	78.6%	97.4%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1400 mt	78.6%	97.4%	99.8%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1500 mt	78.6%	97.4%	99.8%	99.8%	100.0%	100.0%	100.0%
1600 mt	78.6%	97.4%	98.6%	98.8%	99.2%	99.6%	99.8%
1700 mt	78.6%	97.4%	98.0%	98.2%	98.6%	98.8%	99.2%
1750 mt	78.6%	97.4%	97.2%	97.8%	98.2%	98.8%	99.0%
1800 mt	78.6%	97.4%	96.6%	97.4%	97.8%	98.2%	98.6%
1900 mt	78.6%	97.4%	92.8%	94.6%	96.4%	97.2%	97.2%
2000 mt	78.6%	97.4%	89.2%	91.6%	93.2%	94.8%	96.0%
2100 mt	78.6%	97.4%	84.2%	87.6%	90.2%	91.8%	93.4%
2200 mt	78.6%	97.4%	79.2%	82.2%	85.6%	88.0%	89.6%
2300 mt	78.6%	97.4%	69.2%	75.4%	79.6%	83.8%	85.8%

Table 19. WBFT: The annual probability that $SSB > SSB_{MSY}$ at various levels of total allowable catch. The current TAC of 1,750 t is highlighted in bold.

A) Low Recruitment

Probability that $SSB > SSB_{MSY}$ (Not Overfished)							
TAC	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
0-1600 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1700 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1750 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1800 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1900 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2000 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2100 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2200 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2300 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2400 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2500 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2600 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2700 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2800 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2900 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
3000 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
3100 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
3200 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
3300 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
3400 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	99.8%
3500 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	99.8%

B) High Recruitment

Probability that $SSB > SSB_{MSY}$ (Not Overfished)							
TAC	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
0-400 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	4.2%
500 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	3.8%
600 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	3.4%
700 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	3.0%
800 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	2.4%
900 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	2.4%
1000 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	2.4%
1100 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	2.2%
1200 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	2.2%
1300 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	1.6%
1400 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	1.6%
1500 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	1.6%
1600 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	1.6%
1700 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	1.6%
1750 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.0%	1.2%	1.6%
1800 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.0%	1.2%	1.6%
1900 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.0%	1.2%	1.4%
2000 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.0%	1.2%	1.4%
2100 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.0%	1.0%	1.4%
2200 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	0.8%	0.4%	1.2%
2300 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	0.8%	0.4%	1.2%

Table 20. WBFT: The annual joint probability that $F < F_{MSY}$ and $SSB > SSB_{MSY}$ at various levels of total allowable catch. The current TAC of 1,750 t is highlighted in bold.

A) Low Recruitment

Probability that $F < F_{msy}$ and $SSB > SSB_{msy}$ (No Overfishing and Not Overfished)							
TAC	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
0-1600 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1700 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1750 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1800 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
1900 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2000 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2100 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2200 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2300 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2400 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2500 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2600 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2700 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2800 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2900 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	99.8%
3000 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	99.6%
3100 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	99.8%	99.4%
3200 mt	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	99.8%	99.4%	98.6%
3300 mt	100.0%	100.0%	100.0%	99.8%	99.4%	99.2%	98.0%
3400 mt	100.0%	100.0%	100.0%	99.4%	98.8%	98.4%	97.2%
3500 mt	100.0%	100.0%	99.6%	99.4%	98.6%	97.6%	96.4%

B) High Recruitment

Probability that $F < F_{msy}$ and $SSB > SSB_{msy}$ (No Overfishing and Not Overfished)							
TAC	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
0-400 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	4.2%
500 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	3.8%
600 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	3.4%
700 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	3.0%
800 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	2.4%
900 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	2.4%
1000 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	2.4%
1100 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	2.2%
1200 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	2.2%
1300 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	1.6%
1400 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	1.6%
1500 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	1.6%
1600 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	1.6%
1700 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.2%	1.2%	1.6%
1750 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.0%	1.2%	1.6%
1800 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.0%	1.2%	1.6%
1900 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.0%	1.2%	1.4%
2000 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.0%	1.2%	1.4%
2100 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	1.0%	1.0%	1.4%
2200 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	0.8%	0.4%	1.2%
2300 mt	0.8%	1.0%	1.2%	1.2%	0.8%	0.4%	1.2%

Table 21. The probabilities of $F < F_{MSY}$ for quotas from 0 to 30,000t for 2014 through 2022. Shading corresponds to the probabilities of being in the ranges of 50-59%, 60- 69%, 70-79%, 80-89% and greater or equal to 90%.

TAC	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
0	100	100	100	100	100	100	100	100	100
2000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
4000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
6000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
8000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
10000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
12000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
13500	100	100	100	100	100	100	100	100	100
14000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
15000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
16000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
18000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
20000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
22000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
24000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
26000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
28000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
30000	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Table 22. The probabilities of $SSB > SSB_{MSY}$ for quotas from 0 to 30,000 t for 2014 through 2022. Shading corresponds to the probabilities of being in the ranges of 50-59%, 60- 69%, 70-79%, 80-89% and greater or equal to 90%.

TAC	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
0	63	67	73	80	89	94	98	99	100
2000	63	67	73	80	88	94	97	99	100
4000	63	67	72	79	87	93	97	99	100
6000	63	67	72	79	87	93	97	99	100
8000	63	67	72	79	86	92	96	98	99
10000	63	67	72	78	86	92	96	98	99
12000	63	67	72	78	85	91	95	98	99
13500	63	67	71	77	84	91	94	97	99
14000	63	67	71	77	84	90	94	97	99
15000	63	67	71	77	84	90	94	97	99
16000	63	67	71	77	83	90	94	97	99
18000	63	67	71	76	83	89	93	96	98
20000	63	67	71	76	82	88	93	96	98
22000	63	67	70	76	82	88	92	95	97
24000	63	67	70	75	81	87	91	94	97
26000	63	67	70	75	80	86	90	94	96
28000	63	67	70	75	80	85	89	93	95
30000	63	67	70	74	79	85	89	92	95

Table 23. The probabilities of $F < F_{MSY}$ and $SSB > SSB_{MSY}$ for quotas from 0 to 30000 t for 2014 through 2022. Shading corresponds to the probabilities of being in the ranges of 50-59 %, 60- 69 %, 70-79 %, 80-89 % and greater or equal to 90 %.

TAC	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
0	63	67	73	80	89	94	98	99	100
2000	63	67	73	80	88	94	97	99	100
4000	63	67	72	79	87	93	97	99	100
6000	63	67	72	79	87	93	97	99	100
8000	63	67	72	79	86	92	96	98	99
10000	63	67	72	78	86	92	96	98	99
12000	63	67	72	78	85	91	95	98	99
13500	63	67	71	77	84	91	94	97	99
14000	63	67	71	77	84	90	94	97	99
15000	63	67	71	77	84	90	94	97	99
16000	63	67	71	77	83	90	94	97	99
18000	63	67	71	76	83	89	93	96	98
20000	63	67	71	76	82	88	93	96	98
22000	63	67	70	76	82	88	92	95	97
24000	63	67	70	75	81	87	91	94	97
26000	63	67	70	75	80	86	90	94	96
28000	63	67	70	75	80	85	89	93	95
30000	63	66	69	74	79	84	89	92	95

Table 24 General evaluation matrix for each proposal formulated by the proponent CPC.

	Proposal	CPC	Type of index	Source of data New or old?	Timeframe Solution	Feasibility/ Scientific Merit	Contribute to Biology/Ecology	Limitations/ Uncertainties	Method track Record	Time Commitment	Spatial Coverage	Collaboration/ Technology Transfer	Incidental Mortalities	Budget Available	Funding Identified
1	Acoustic-trolling BFT survey for the development of a new fishery independent index of abundance	Canada	Fishery Independent Index	New	Long-Term	Yes	Yes	Yes	New	Ongoing/continuing	Expandable	Yes	Yes	Yes	No
2	A Mark and Recapture Experiment to Determine the Abundance of Atlantic Bluefin Tuna in the Gulf of St. Lawrence, Canada	Canada	Intermediate	New	Short-Term	To be determined	Yes	Yes	Proven	Multi-year	In some cases	Yes	Yes	Yes	No
3	Longline CPUE survey in the intermediate area of three nations' fishing grounds	Japan	Fishery Dependent Index	New and old	Long-Term	Yes	Yes	Yes	Proven	Multi-year	Expandable	Yes	Yes	No	No
4	Improvements to the Current Larval Index - expand existing sampling on annual surveys	USA	Fishery Independent Index	New and old	Long-Term	Yes	Yes	Yes	Proven	Ongoing/continuing	Restricted	Yes	No	Yes	No
5	Improvements to the Current Larval Index - dynamic age/growth mode and predictive recruitment model	USA	Fishery Independent Index	New and old	Long-Term	Yes	Yes	Yes	New	Ongoing/continuing	Restricted	Yes	No	Yes	No
6	Larval prey, feeding success and growth index	USA	Fishery Dependent Index	New	Long-Term	Yes	Yes	Yes	New	Ongoing/continuing	Restricted	Yes	No	Yes	No
7	Develop and index of daily egg production with continuous eggs sampling and genetic analysis of eggs	USA	Fishery Independent Index	New	Long-Term	To be determined	Yes	Yes	New	Ongoing/continuing	Restricted	Yes	No	No	No
8	Extension of sampling efforts in the Caribbean and western North Atlantic	USA	Fishery Independent Index	New	Short-Term	Yes	Yes	Yes	Proven	Ongoing/continuing	Restricted	Yes	No	Yes	No

9	Improve existing and/or develop new indices for stock assessments	USA	Fishery Dependent Index	New and old	Short-Term	Yes	Yes	Yes		Ongoing/continuing	Restricted	Yes	No	No	No
10	Improve the collection and processing of biological material (otoliths, spines, tissue samples) from the fishery	USA	Fishery Dependent Index	New and old	Short-Term	Yes	Yes	Yes	Proven	Ongoing/continuing	Restricted	Yes	No	No	No
11	Develop a genomic-based approach to assessment of BFT similar to the close-kin estimates of spawning biomass of southern bluefin tuna	USA	Intermediate Fishery Independent Index	New	Long-Term	To be determined	Yes	Yes	New	Ongoing/continuing	Expandable	Yes	No	No	No
12	Young-of-the-year index	USA	Fishery Independent Index	New	Long-Term	To be determined	Yes	Yes	New	Ongoing/continuing	Restricted	No	Yes	No	No

Table 25. Suggestions for Proposal Evaluation Criteria.

1. Type of index of abundance:
 - a. Fishery Independent Index of abundance
 - b. Fishery Dependent Index of abundance
 - c. Intermediate – relies to some extent on the fishery
2. Source of data: (Is this a new index of abundance?)
 - a. Yes
 - b. No – improvements to existing index
3. Timeframe for solution: (Does the proposal address a long or short term solution?)
 - a. Short-term
 - b. Long-term
4. Feasibility: (Is the proposal/method feasible and have scientific merit?)
 - a. Yes
 - b. No
 - c. To be determined
5. Biology/ecology: (Will the proposal contribute to our understanding of the biology/ecology of BFT)
 - a. Yes
 - b. No
6. Limitations: (Are there assumptions/uncertainties that could seriously impact the index?)
 - a. Yes
 - b. No
 - c. Potentially
7. Track record: (Does the methodology/technology have a proven track record?)
 - a. Yes
 - b. No
8. Time commitment
 - a. Ongoing/continuing
 - b. One year
 - c. Multi-year
9. Coverage: (Can the proposal be expanded to other areas – increased coverage?)
 - a. Yes
 - b. No
 - c. In some cases
10. Collaboration: (Is there potential for collaboration/technology transfer?)
 - a. Yes
 - b. No
11. Incidental mortalities: (Will there be a requirement for incidental mortalities?)
 - a. Yes
 - b. No
12. Budget: (Has a budget been provided with the proposal?)
 - a. Yes
 - b. No
13. Funding: (Has a source of funding been identified?)
 - a. Yes
 - b. No

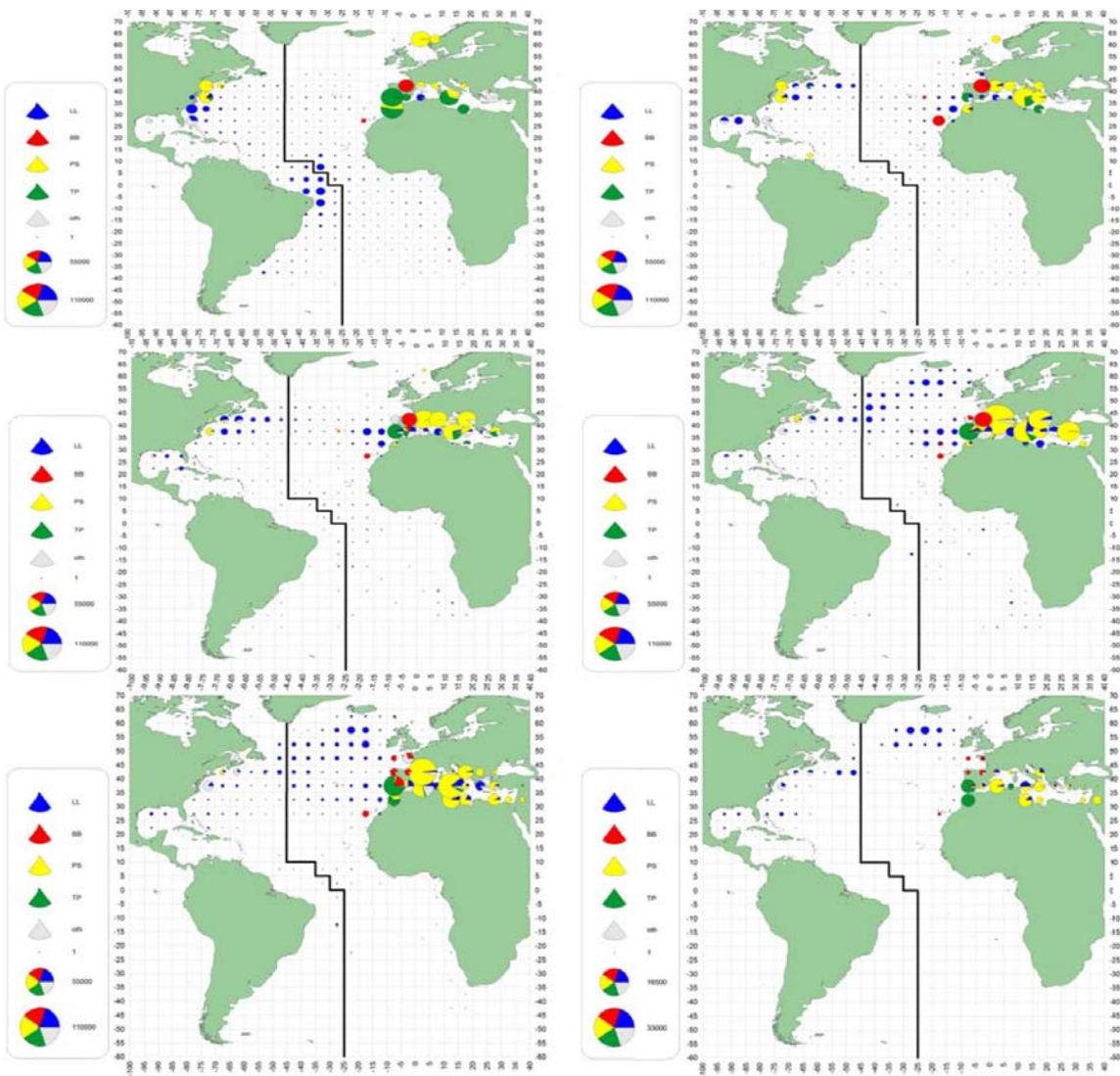


Figure 1. Estimated task I catch distribution (5x5 lat long) of bluefin tuna, by decade (1950-2012) and by major gear.

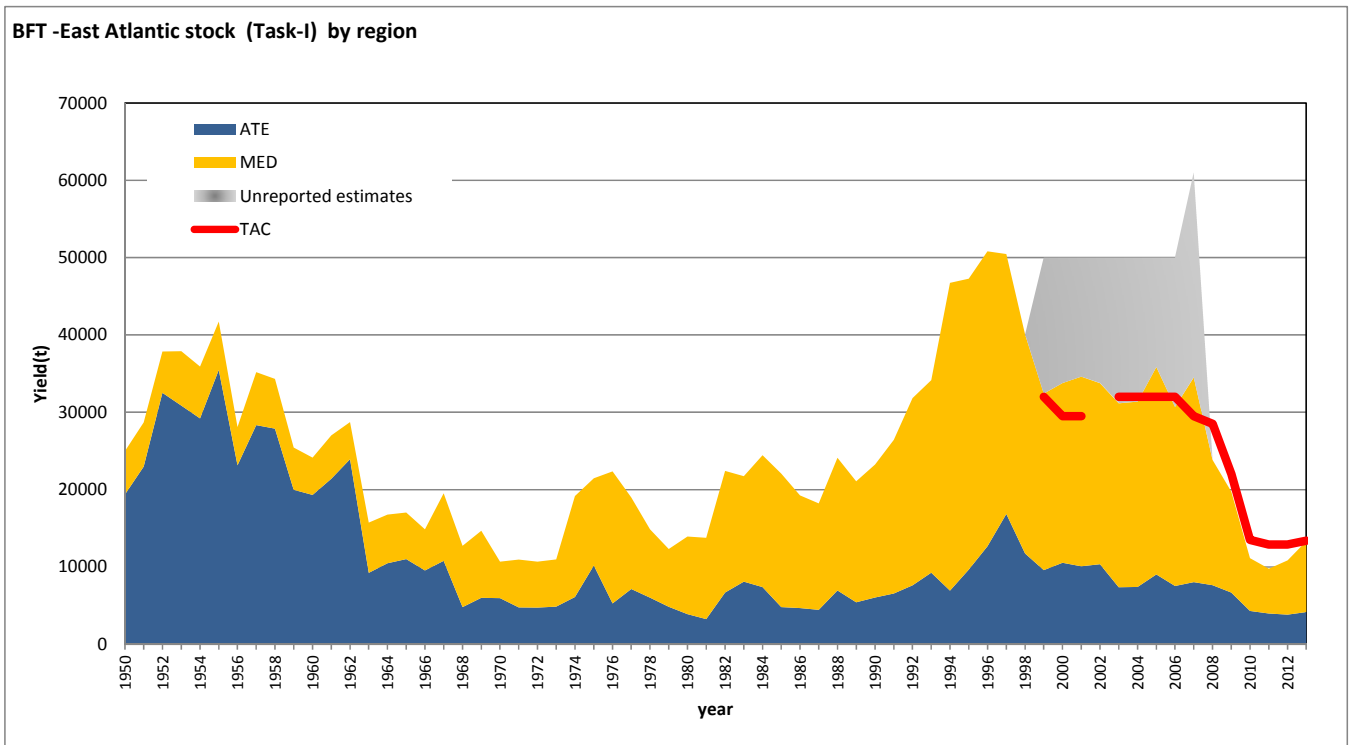


Figure 2. Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin reported and estimated catches by area. The estimated catches are indicated by the gray area, and the TAC is indicated by the red line.

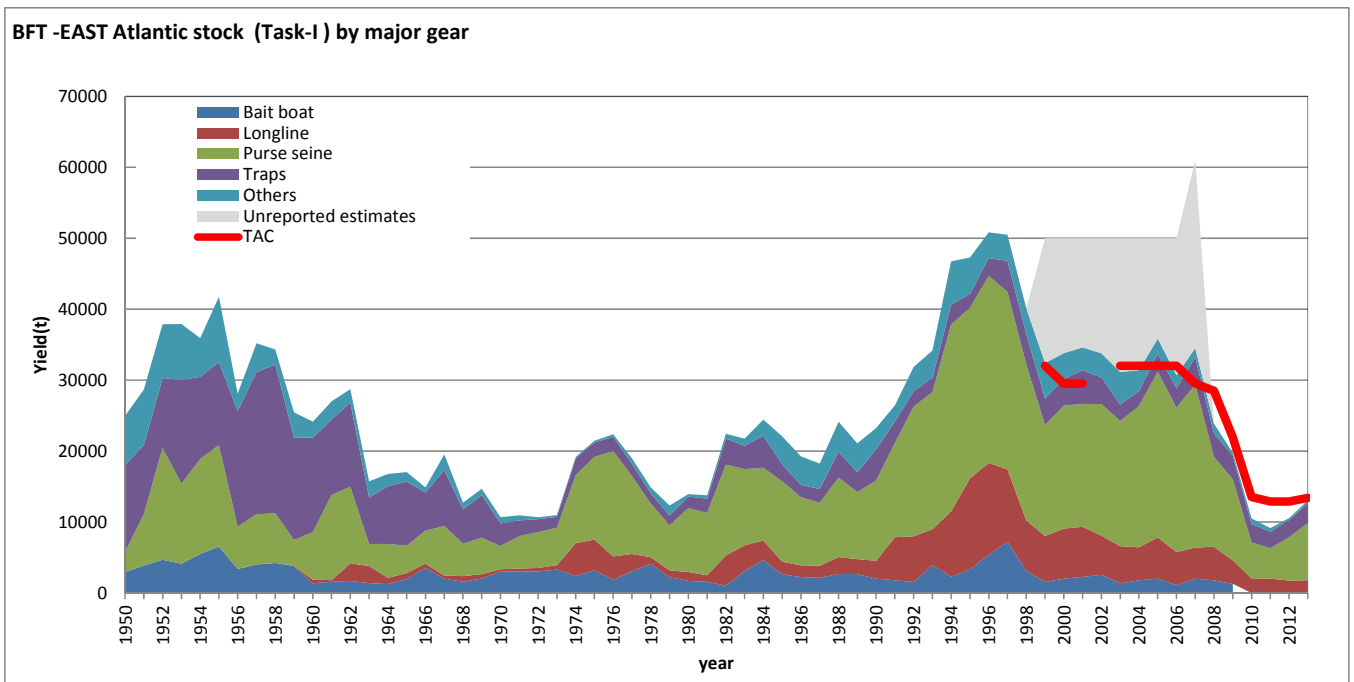


Figure 3. Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin reported and estimated catches by main gears. The estimated catches are indicated by the gray area, and the TAC is indicated by the red line.

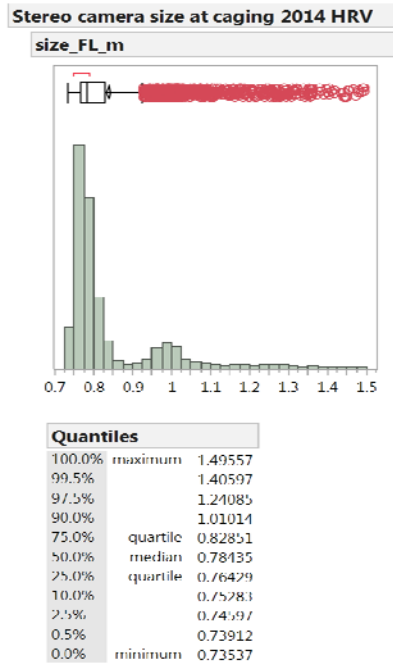
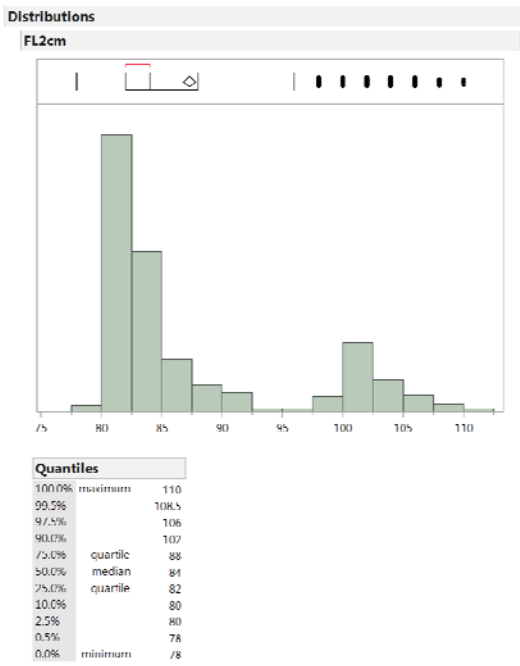


Figure 4. Size frequency distributions for purse seine EU_Croatia from tagging GBYP experiments 2013 (left) and stereo camera measures at caging 2014.

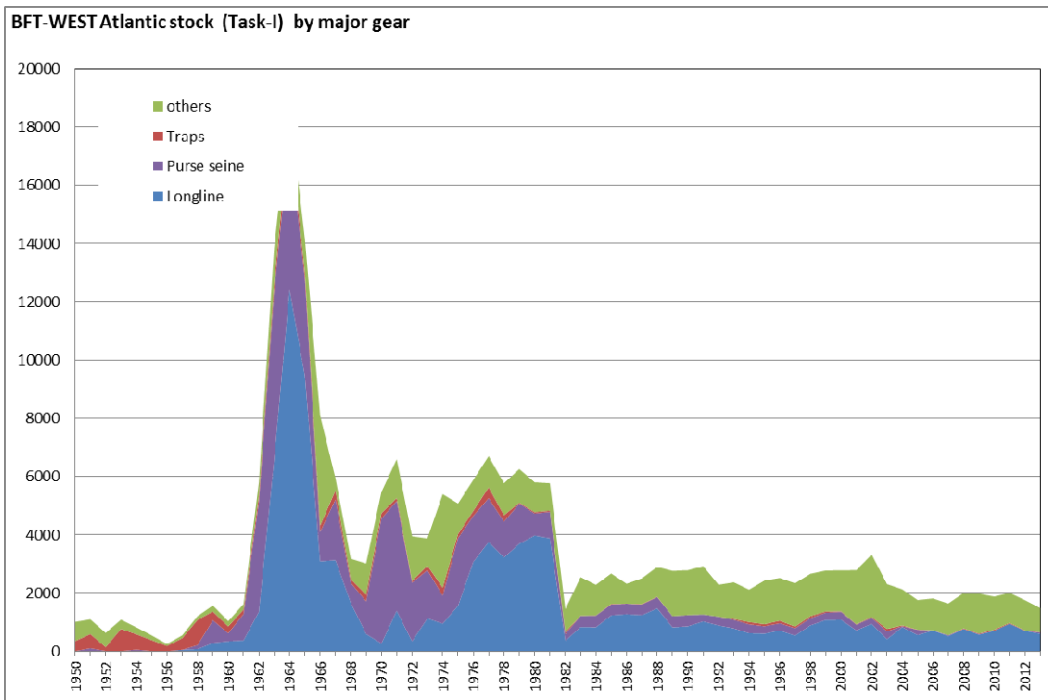
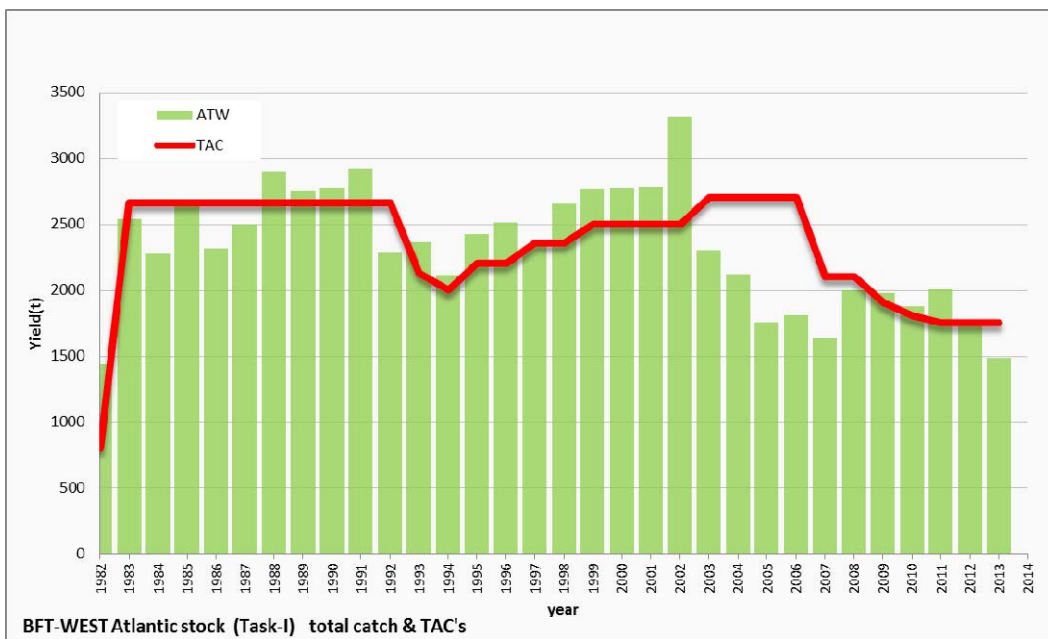


Figure 5. Western Atlantic bluefin tuna reported catch by year and main gears.



BFT-WEST Atlantic stock (Task-I) total catch & TAC's

Figure 6. Western Atlantic bluefin tuna reported catch (bars) and the corresponding annual TAC (red line).

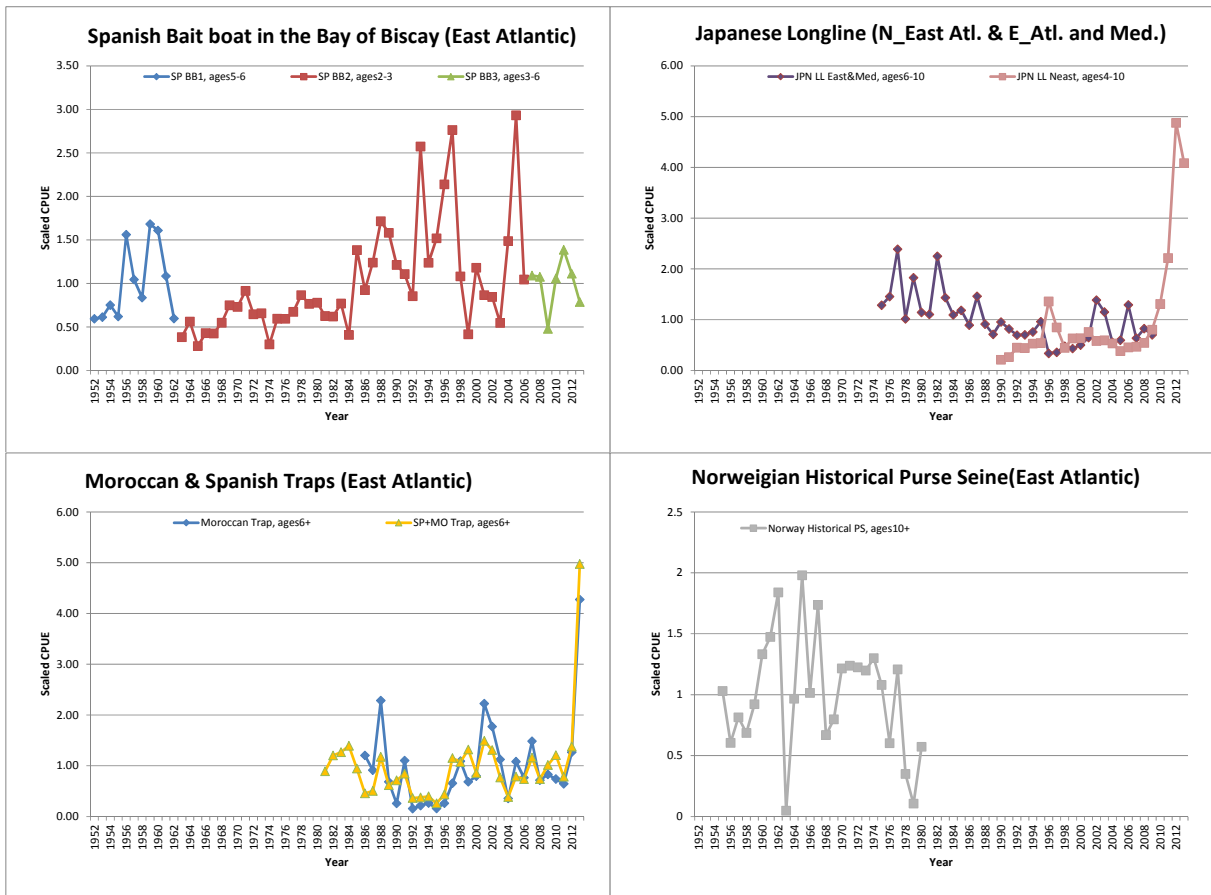


Figure 7. Plots of the CPUE time series fishery indicators for the East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stock used in the 2014 stock assessment. All CPUE series are standardized series except the nominal Norway purse seine index. The Spanish baitboat series (top left panel) was split in three series to account for changes in selectivity patterns, and the latest series was updated until 2013 using both French and Spanish baitboat data due to the sale of the quota by the Spanish fleet. The Moroccan-Spanish traps CPUE and the Japanese Longlines CPUE for the Northeast Atlantic have been updated until 2013. The Moroccan CPUE was used only for the sensitivity analysis.

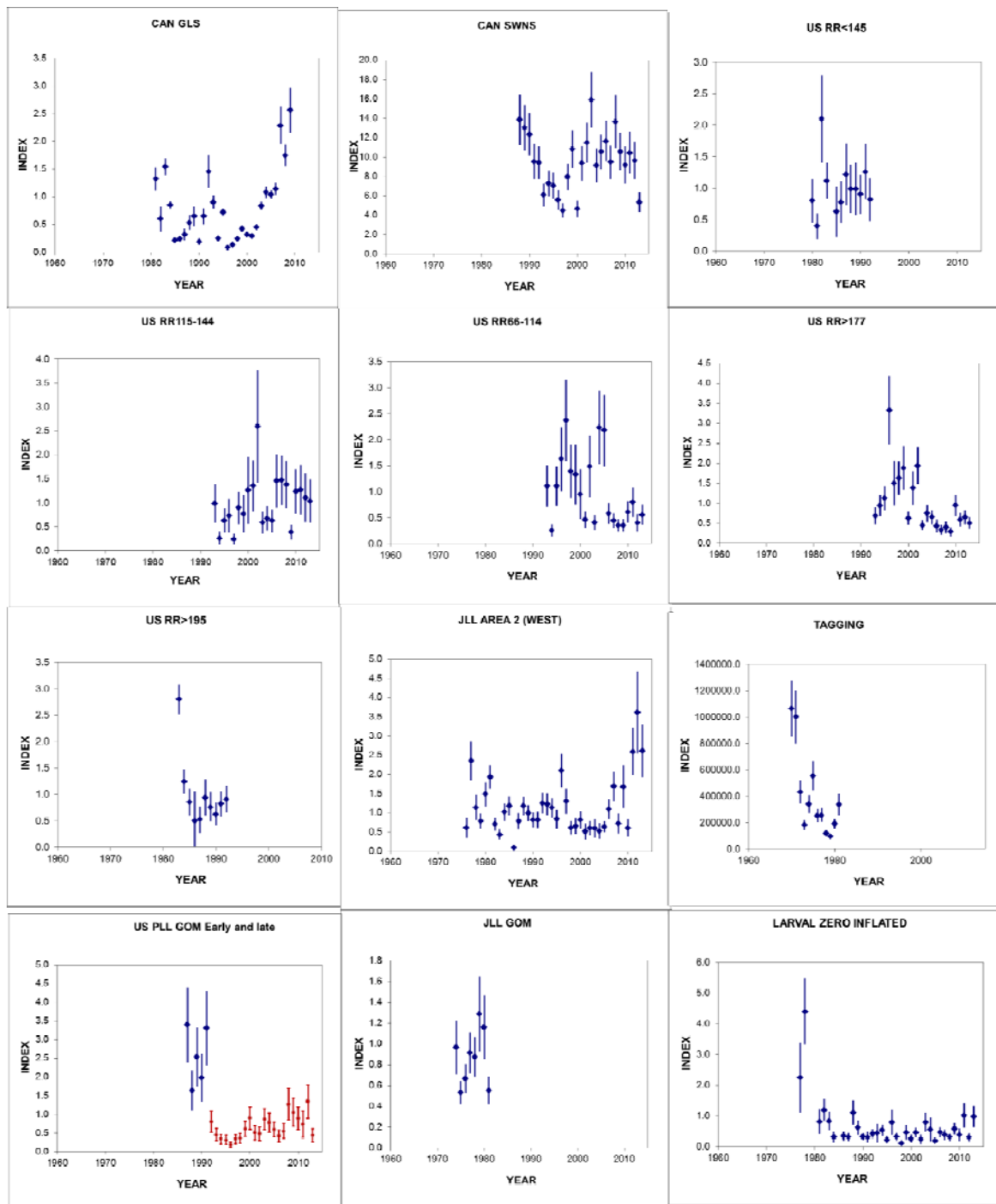


Figure 8. Indices of abundance used in the base VPA model of western bluefin tuna (± 1 standard error).

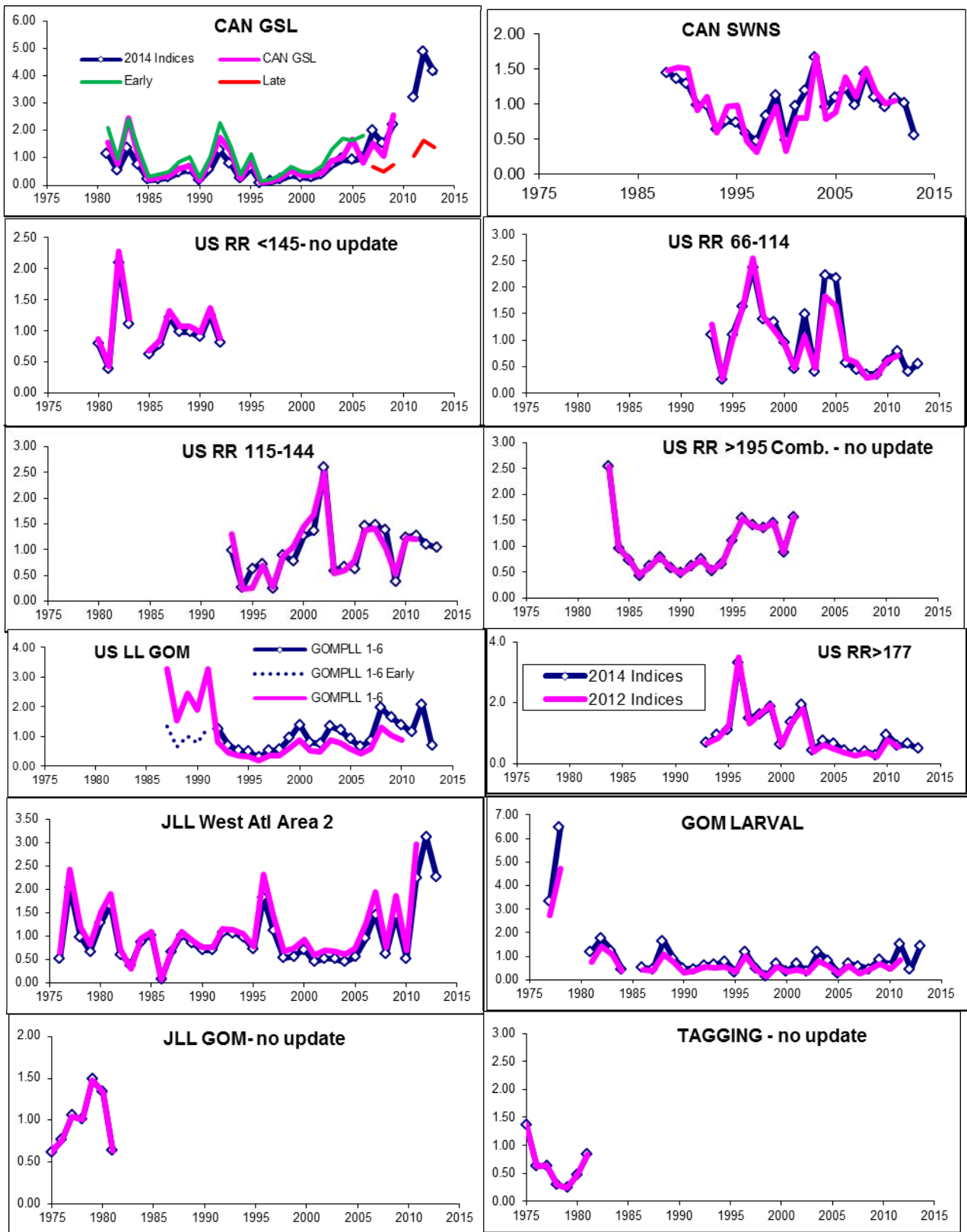


Figure 9. Comparison of indices used in the 2014 update stock assessment with the 2012 western bluefin tuna VPA. The split GSL index used for sensitivity run is shown.

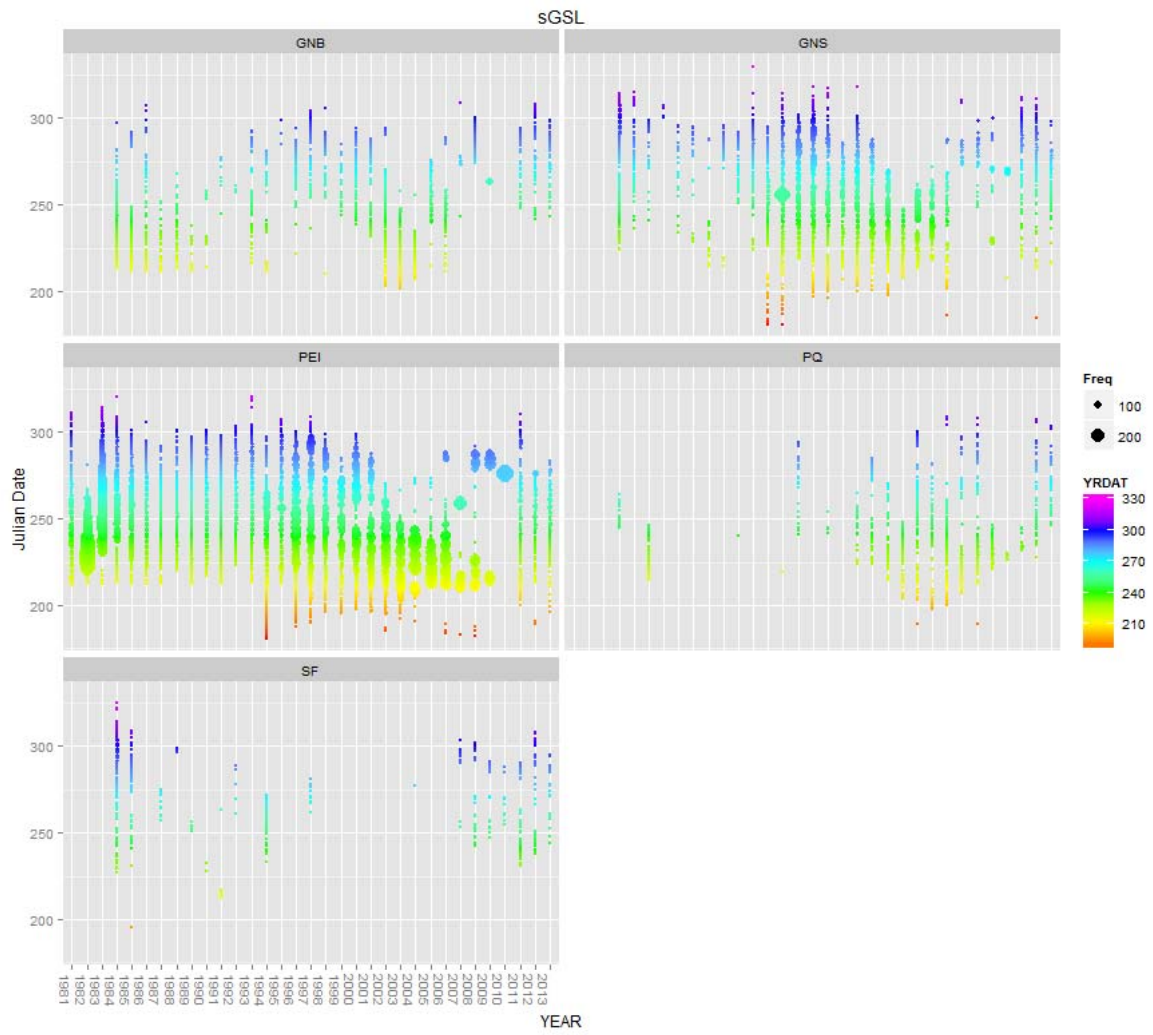


Figure 10. Frequency of trips by bluefin tuna fleets fishing in the Gulf of St. Lawrence (1981-2013). Colors correspond to the day of the year and bubble sizes reflect the relative number of trips.

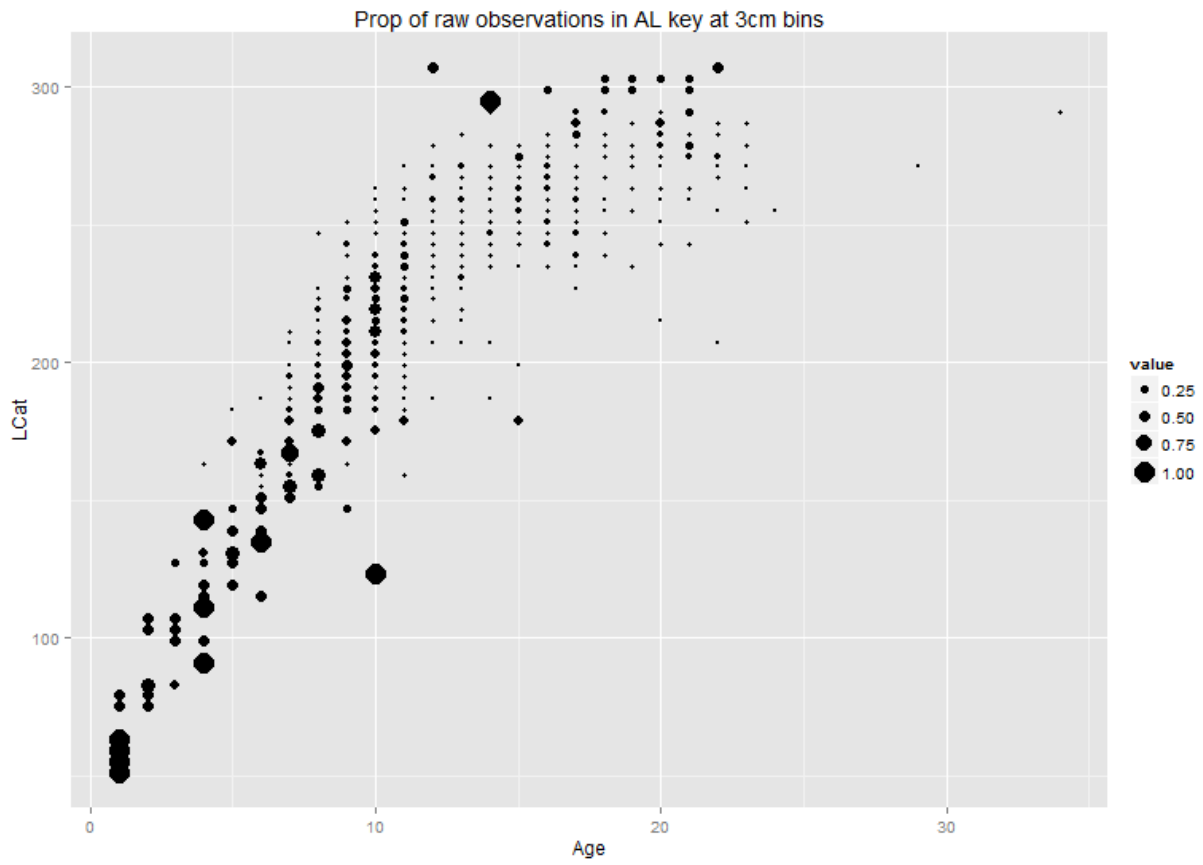


Figure 11. Age-at-length data used to construct and age-length key for assigning ages to catch-at-size data in the pilot western bluefin VPA.

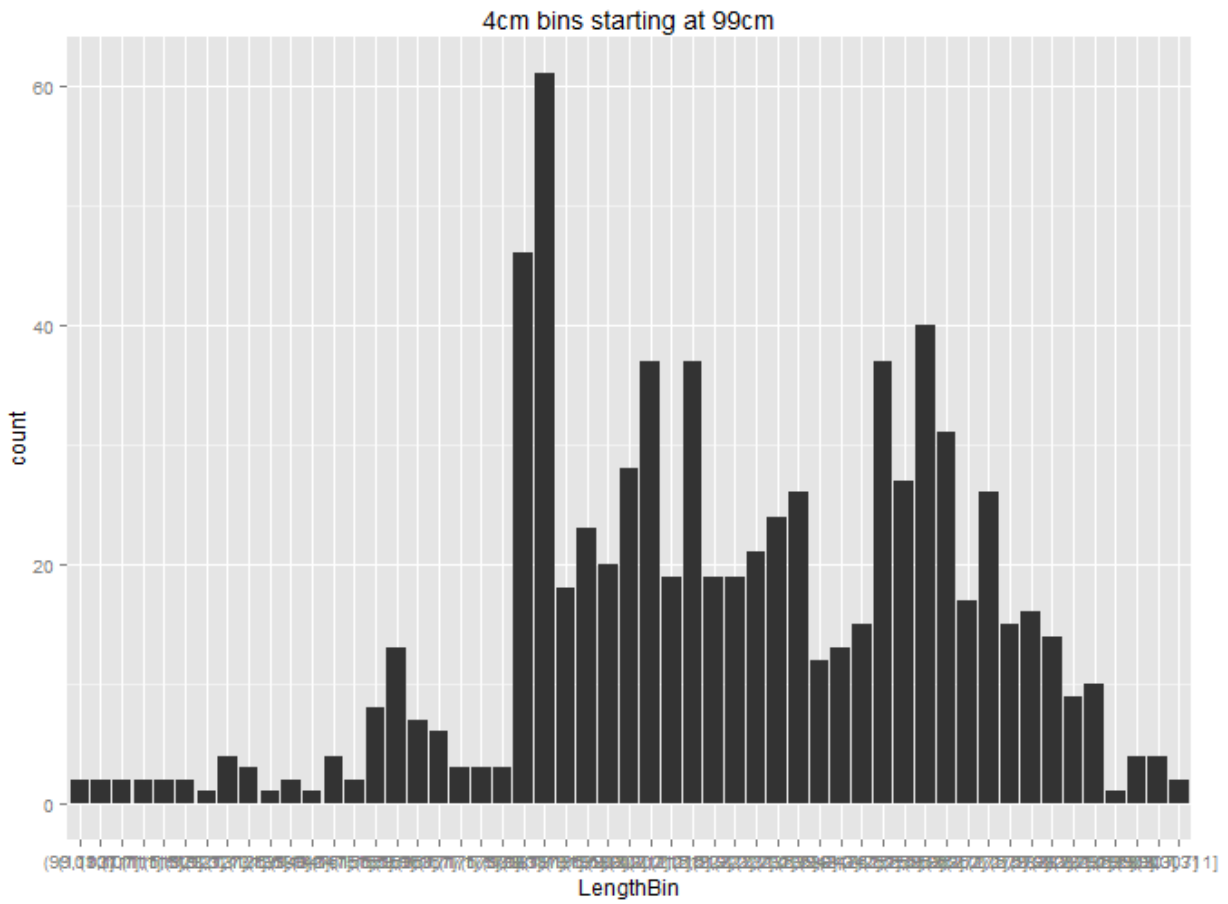


Figure 12. Size distribution of samples used in the construction of the age-length key for western bluefin.

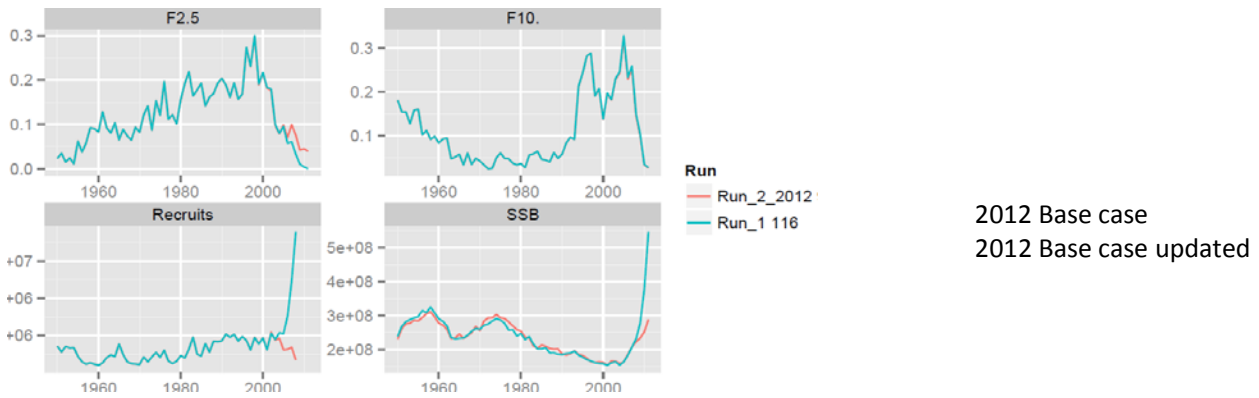


Figure 13. Eastern bluefin tuna. Runs for the 2012 base assessment and its update using updated data up until 2011, (*reported and inflated*) showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), recruits with the three last years removed because of it is not possible to estimate recent recruitment reliably from the catch-at-age analysis VPA issue (bottom left), and SSB (bottom right).

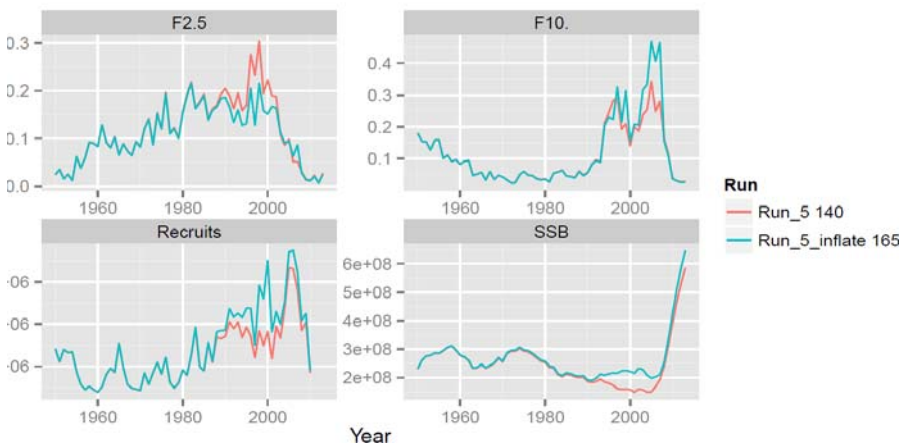


Figure 14. Eastern bluefin tuna. Results for the continuity run (*reported and inflated*) showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), recruits with the three last years removed because of it is not possible to estimate recent recruitment reliably from the catch-at-age analysis VPA issue (bottom left), and SSB (bottom right).

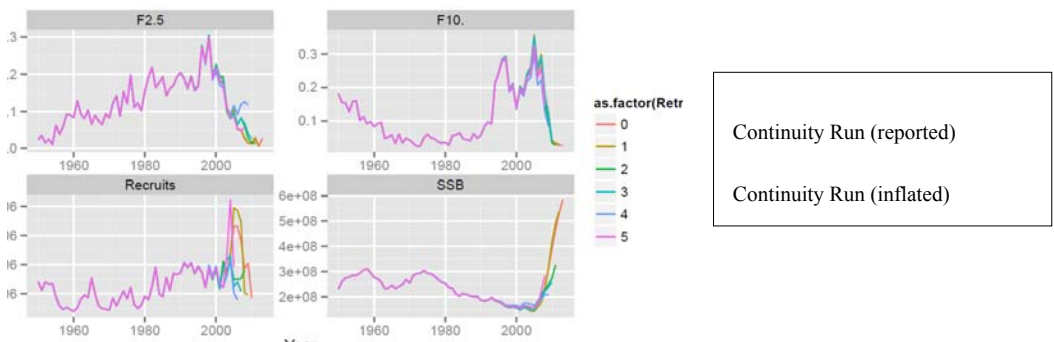


Figure 15. Eastern bluefin tuna. Retrospective runs for the continuity run (*reported catch*) showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), recruits with the three last removed because of it is not possible to estimate recent recruitment reliably from the catch-at-age analysis (bottom left), and SSB (bottom right).

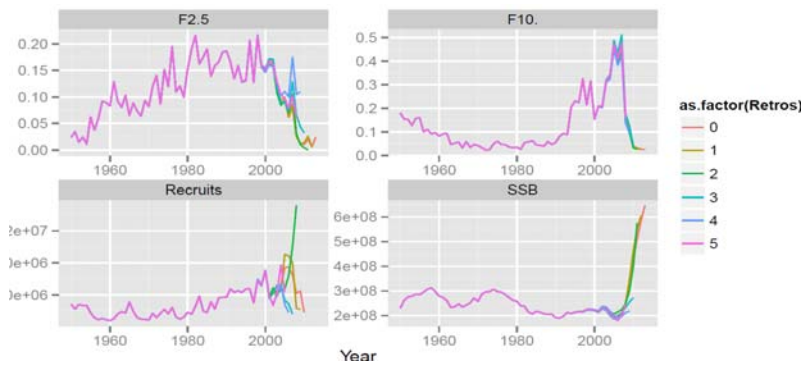


Figure 16. Eastern bluefin tuna. Retrospective runs for the continuity run (*inflated catch, i.e., catch raised to 50,000 tonnes from 1998 to 2006 and to 61,000 tonnes in 2007, but no inflation of the reported catch since 2008*) showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), recruits with the three last removed because of it is not possible to estimate recent recruitment reliably from the catch-at-age analysis (bottom left), and SSB (bottom right).

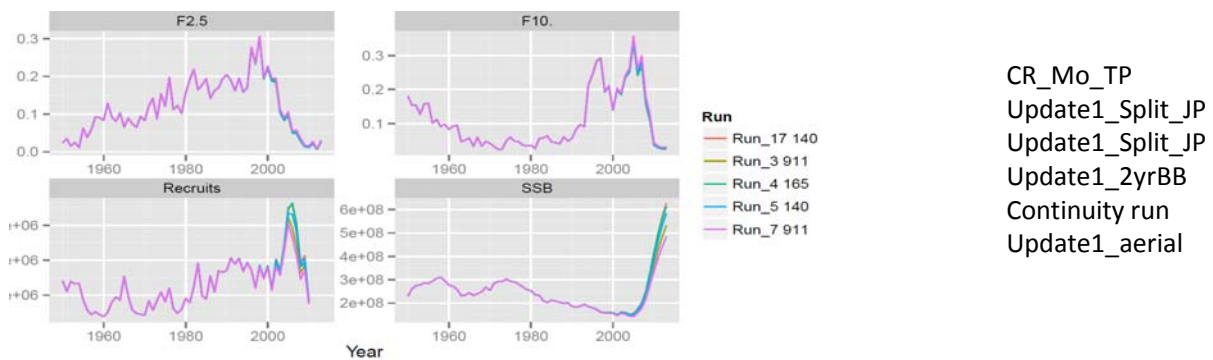


Figure 17. Eastern bluefin tuna. Runs for the five sensitivity runs for the assumptions about the choice of the CPUE series using the reported catch showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), recruits with the three last removed because of it is not possible to estimate recent recruitment reliably from the catch-at-age analysis (bottom left), and SSB (bottom right). The runs were compared to the continuity run.

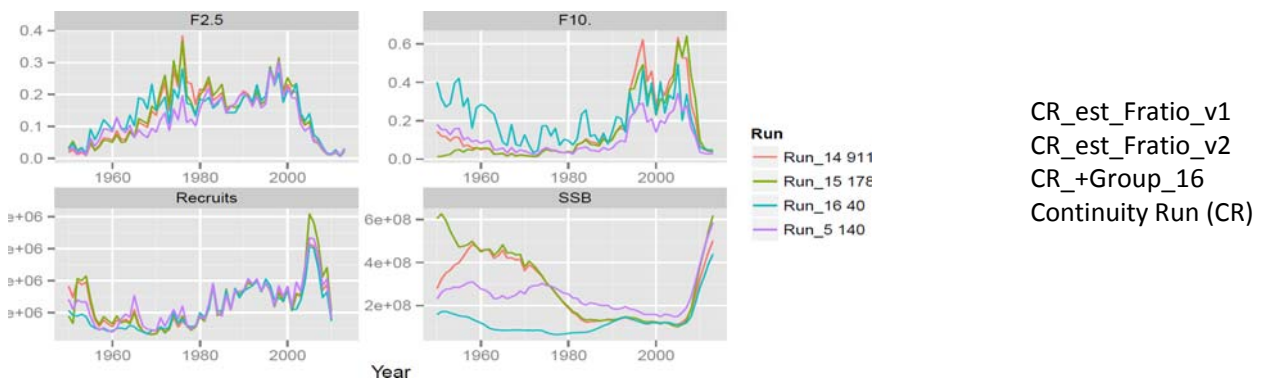
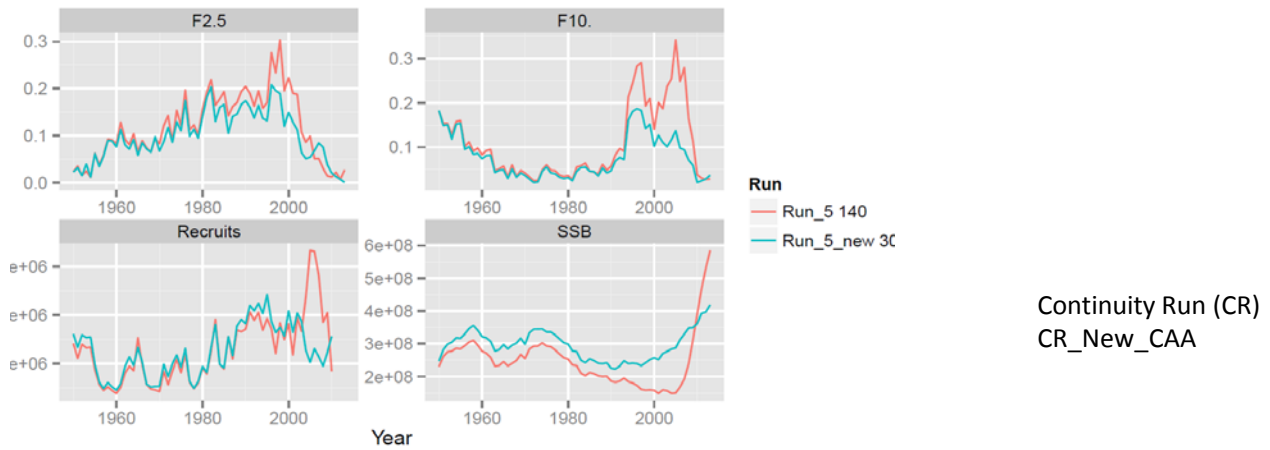


Figure 18. Eastern bluefin tuna. Runs for the 3 sensitivity runs for the assumptions about the F- ratios and terminal ages using the reported catch showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), recruits with the three last removed because of it is not possible to estimate recent recruitment reliably from the catch-at-age analysis (bottom left), and SSB (bottom right). The runs were compared to the continuity run.



Continuity Run (CR)
CR_New_CAA

Figure 19. Eastern bluefin tuna. The preliminary benchmark run (pilot study) with the same settings as the continuity run was explored using the reported catch, however the Group could not fully review these results due to the lack of time available for the update stock assessment during the meeting. showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), recruits with the three last removed because of it is not possible to estimate recent recruitment reliably from the catch-at-age analysis (bottom left), and SSB (bottom right). The runs were compared to the continuity run.

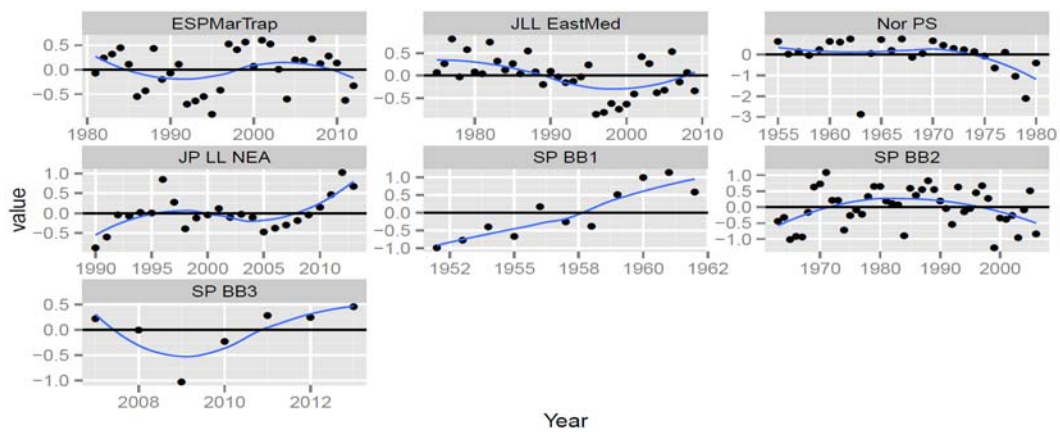


Figure 20. Eastern bluefin tuna. CPUE series (points) and fitted values (lines) resulting from the VPA of continuity run (reported catch) using reported catch.

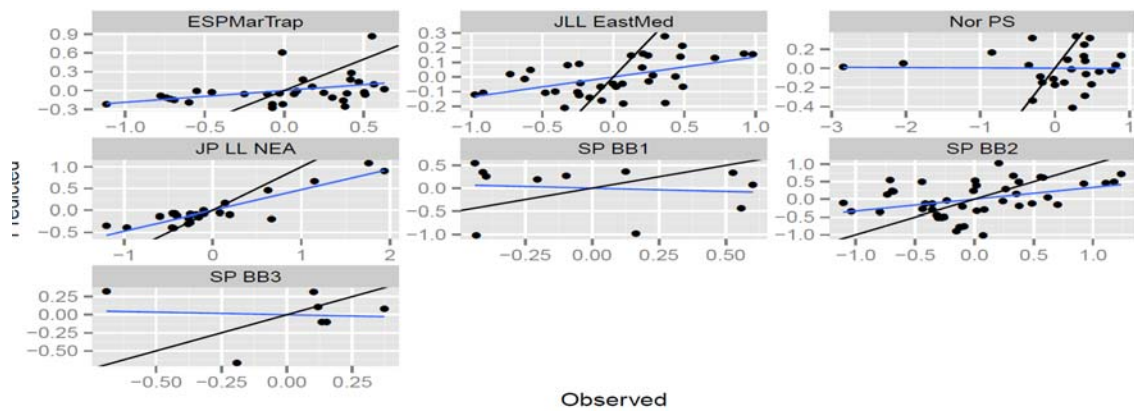


Figure 21. Eastern bluefin tuna. Observed and expected values of CPUE values are plotted against each other (continuity run using reported catch). This allows a quick check of which indices are correlated with the population estimates, the black line is the $Y=X$ line and the blue a linear regression fitted to the data. If an index agrees closely with the VPA results then the blue and black lines will near coincide.

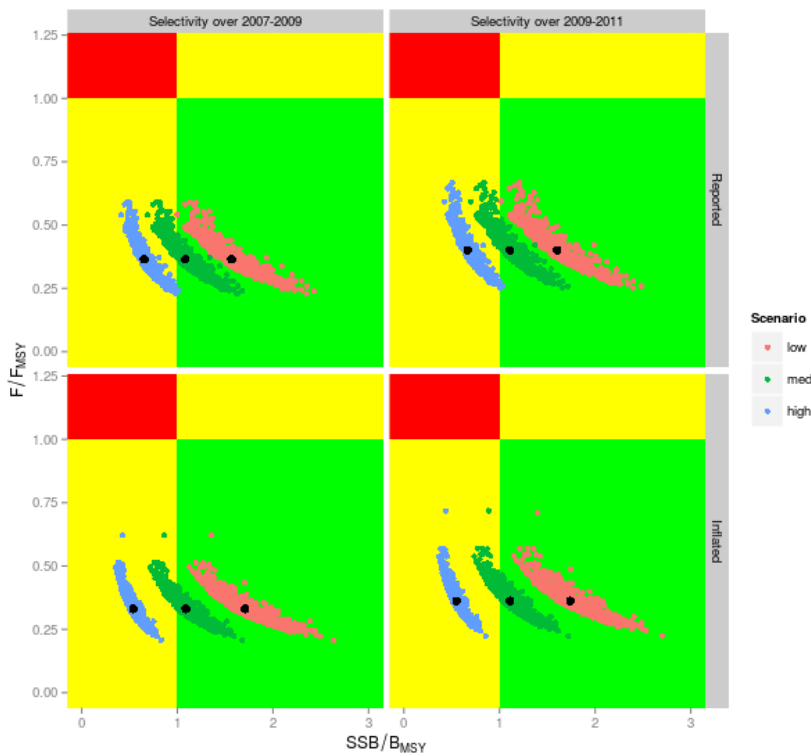


Figure 22. Eastern bluefin tuna. Stock status from 2011 to the terminal year (2013) estimated from VPA continuity run with reported and inflated catch (upper and lower panels) and considering low, medium and high recruitment levels (blue, green and red lines). Blue, green and red dots represent the distribution of the terminal year obtained through bootstrapping for the corresponding three recruitment levels. Left Panel (selectivity over 2007-2009): 2013 SSB and F relative to reference points calculated with the selectivity pattern over 2007-2009 which was same period as the 2010 stock assessment. Right Panel (selectivity over 2009-2011): 2013 SSB and F relative to the reference points with the selectivity pattern over 2009-2011 which was same period as the 2012 stock assessment.

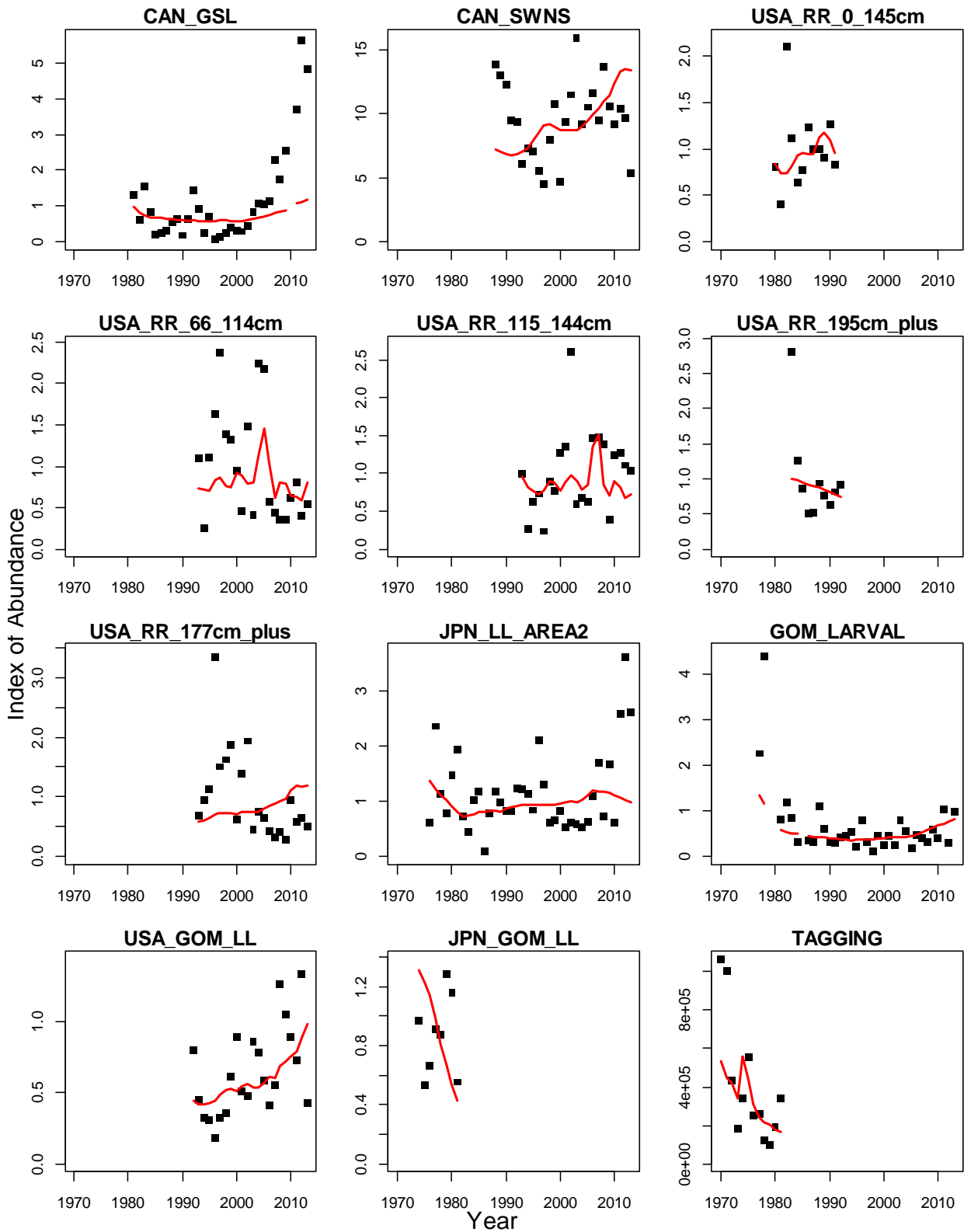


Figure 23. Fits to CPUE indices for 2014 western Atlantic bluefin tuna base VPA (observed shown as black points, model predicted shown as red lines).

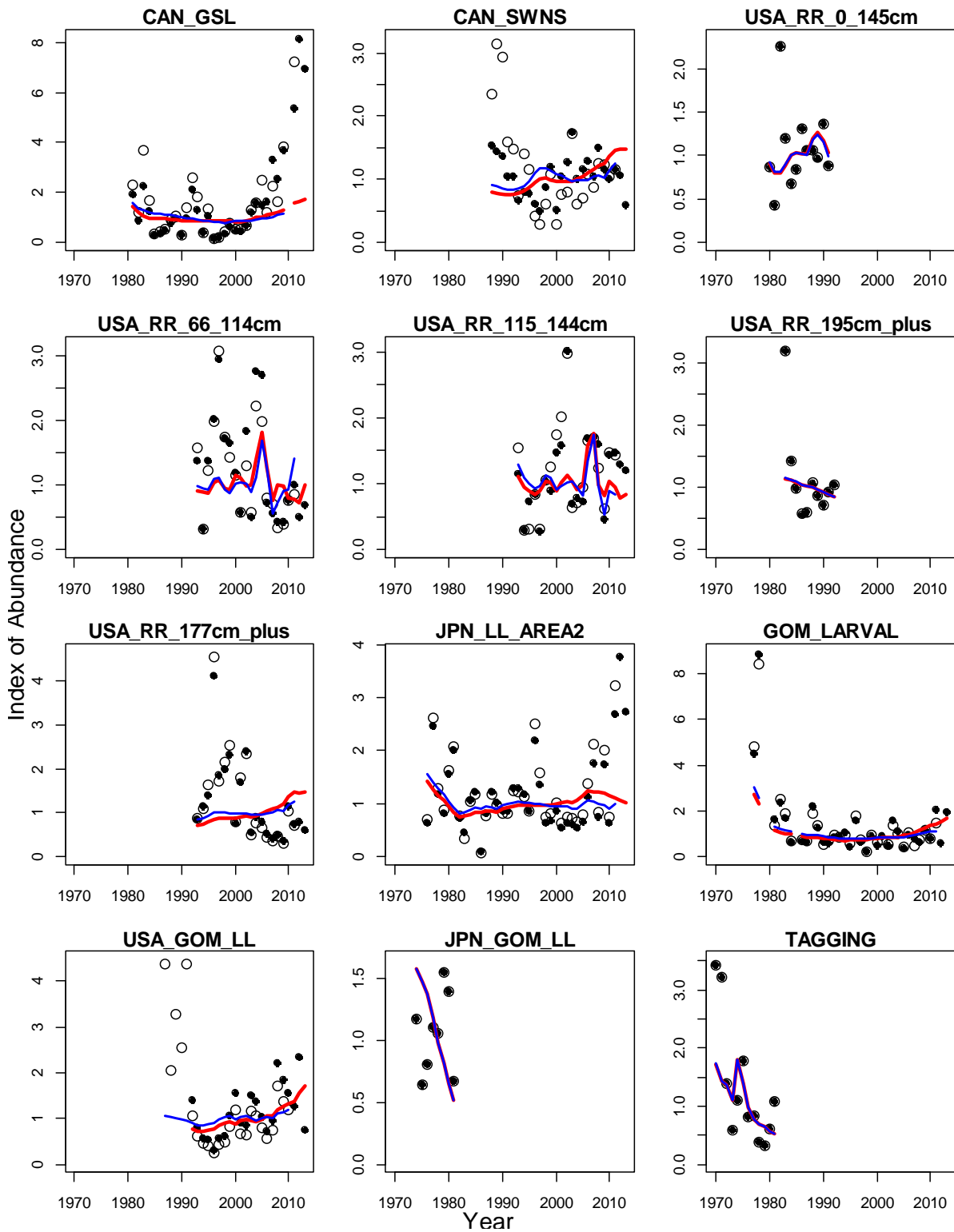


Figure 24. Fits to the CPUE indices for 2014 western Atlantic bluefin tuna base VPA (observed shown as solid points, predicted shown as red lines) compared to the 2012 base model (observed shown as open circles, predicted shown as blue lines).

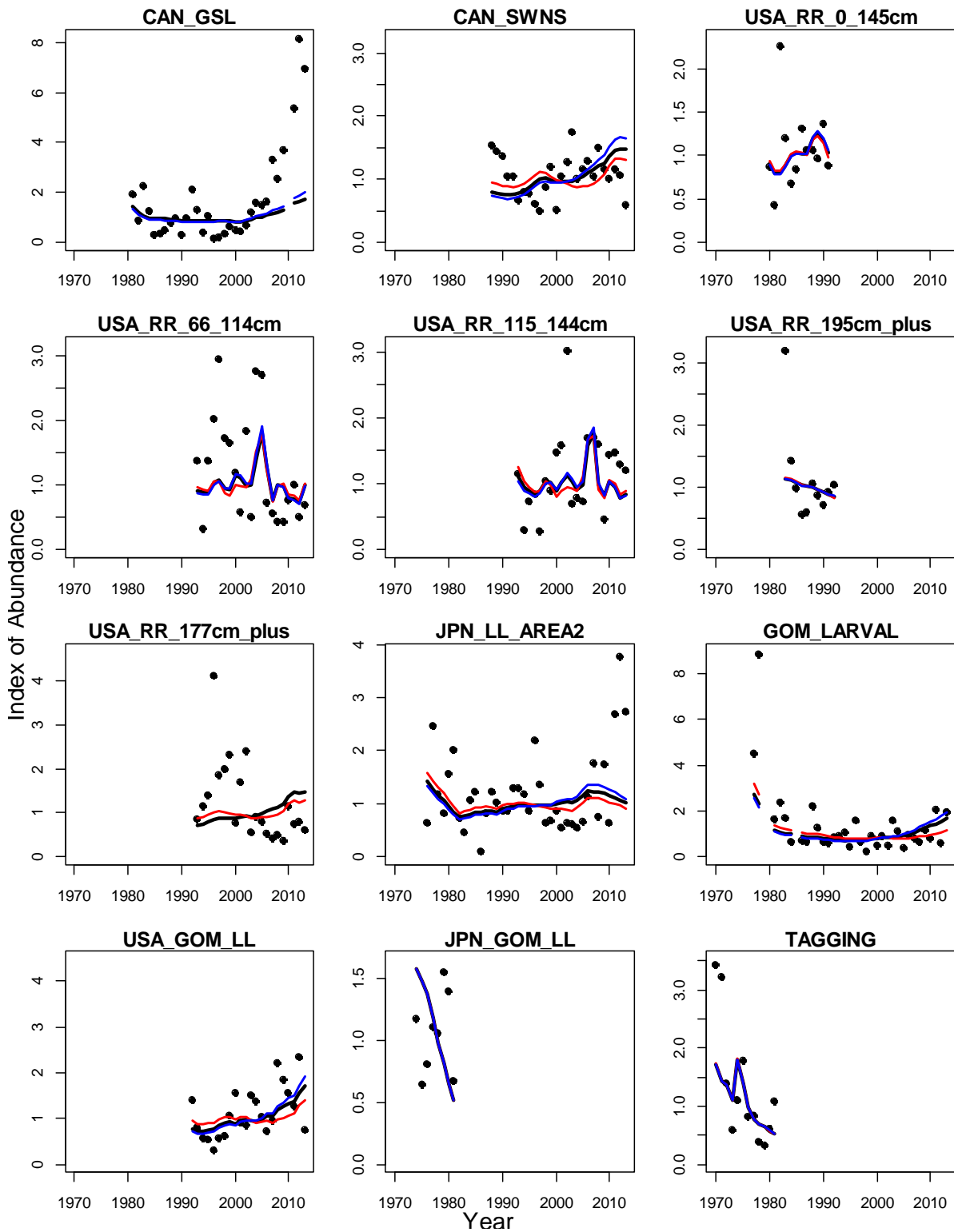


Figure 25. Fits to CPUE indices for western Atlantic BFT base VPA run (black lines) compared to jackknife sensitivity runs without Canadian GSL index (red lines) and USA RR>177 cm index (blue lines).

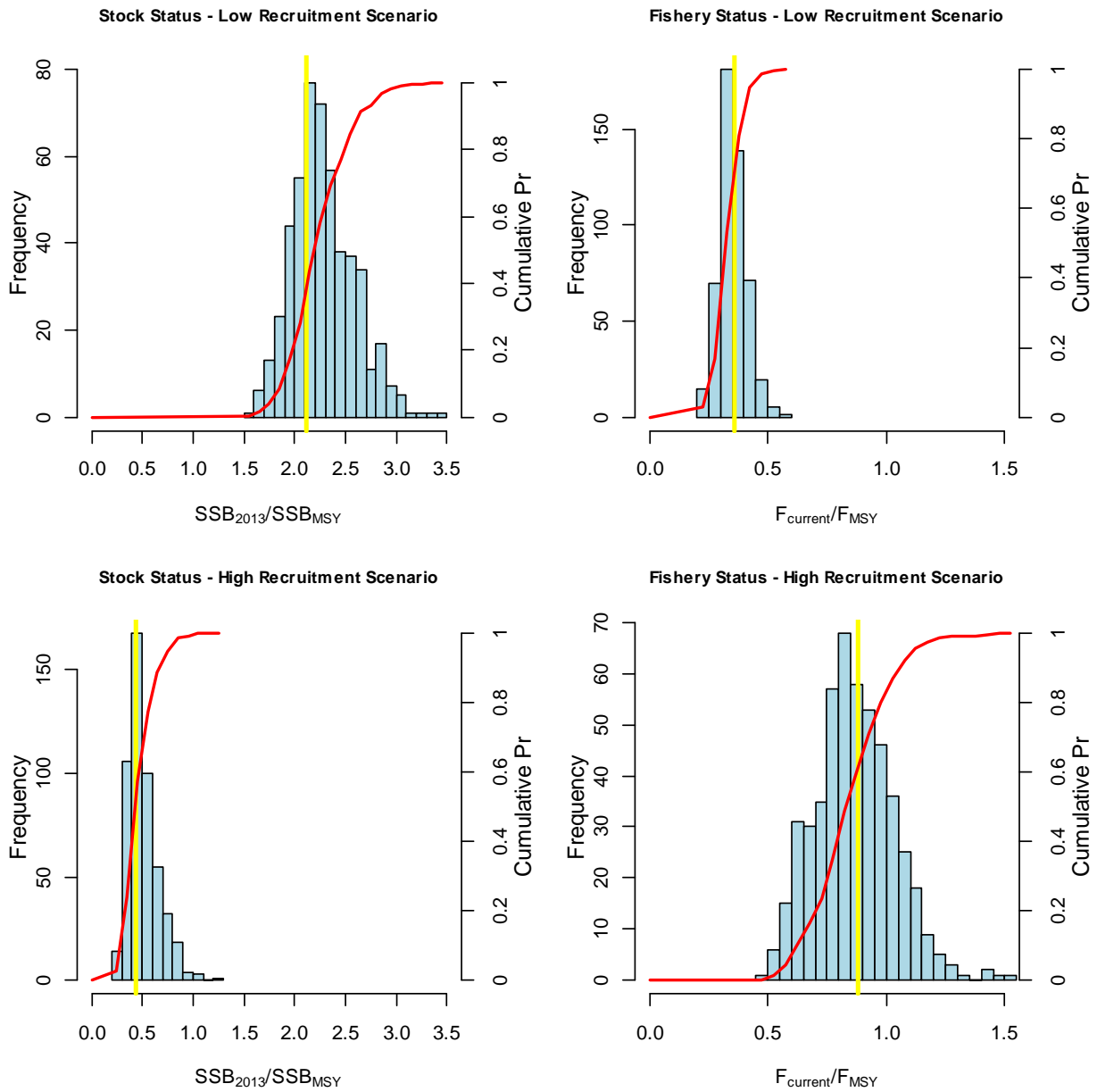


Figure 26. Western bluefin tuna: Histograms of bootstrap estimates of 2013 stock and fishery status. The yellow bar represents the value corresponding to the base-case deterministic point estimate. The cumulative probability is shown as a solid red line.

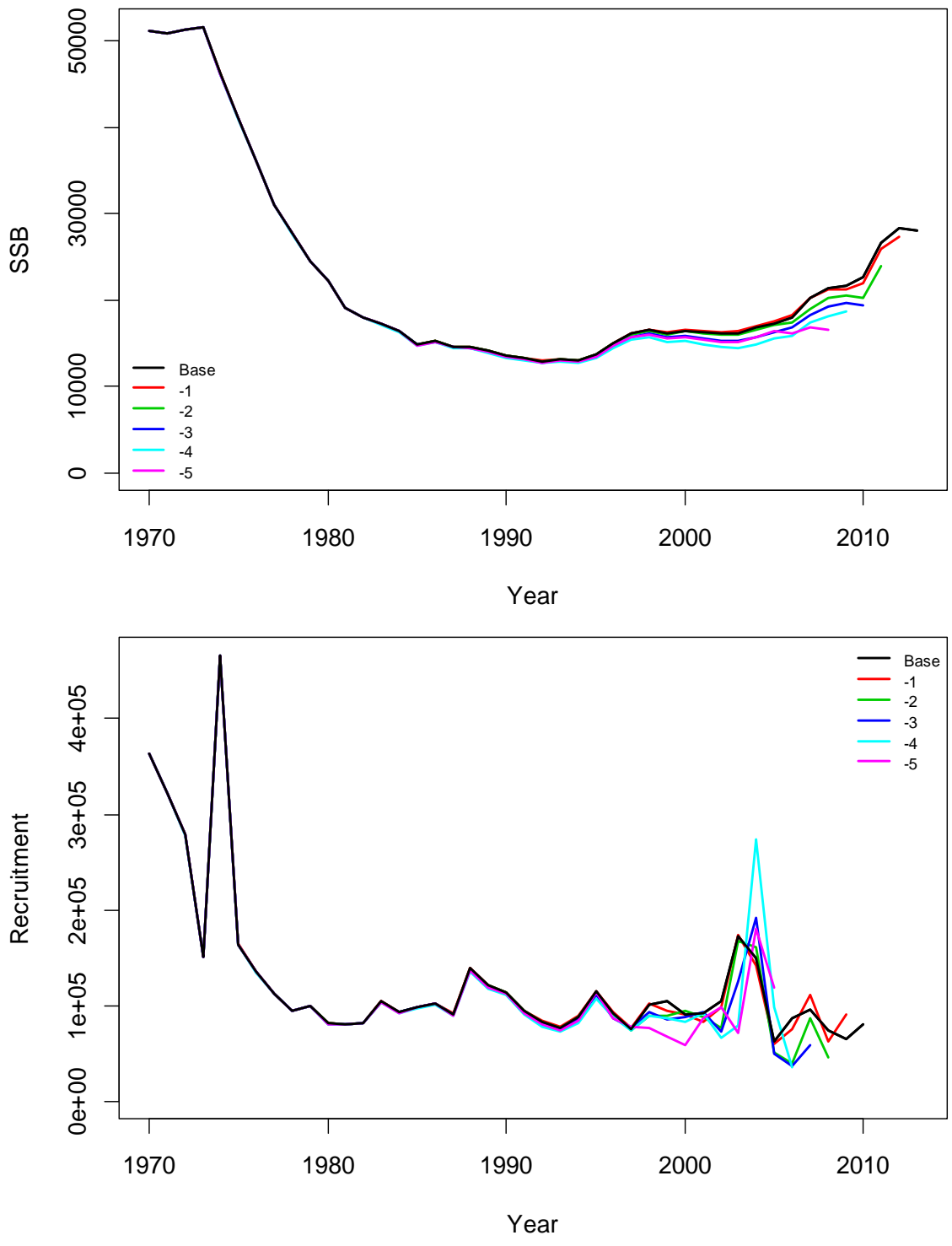


Figure 27. Retrospective trends of spawning biomass (ages 9 and older) and recruitment (age 1) from the western bluefin tuna base case. The legend indicates the number of years of data removed from the 2014 base VPA.

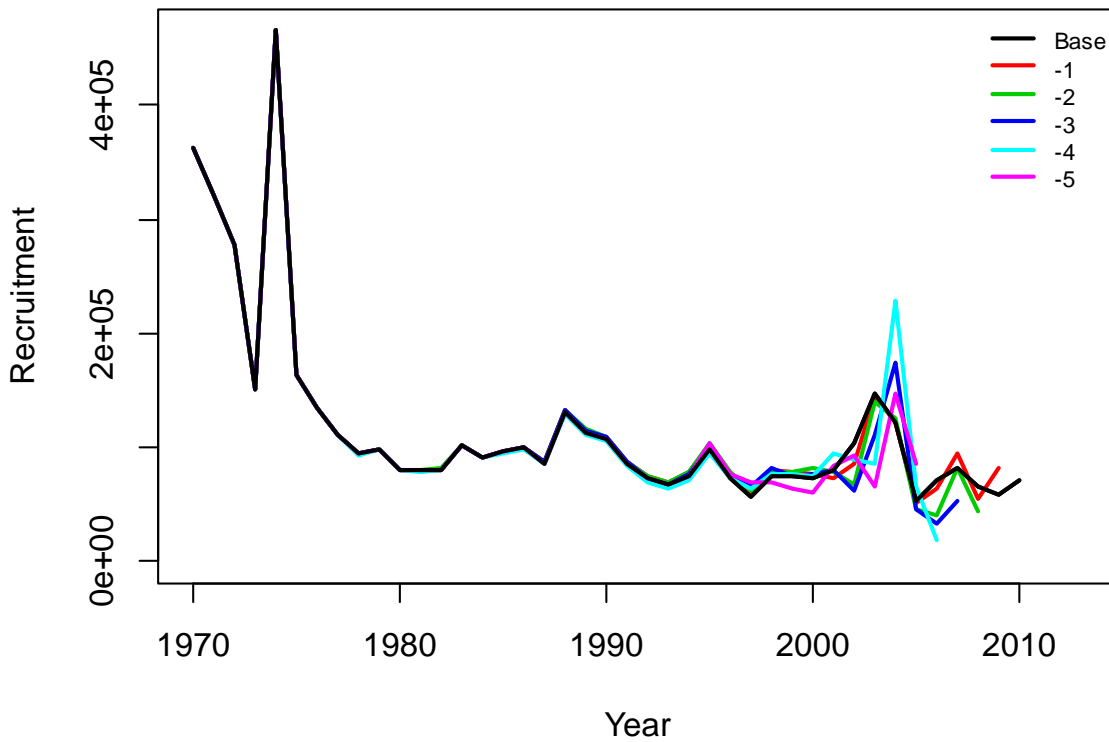
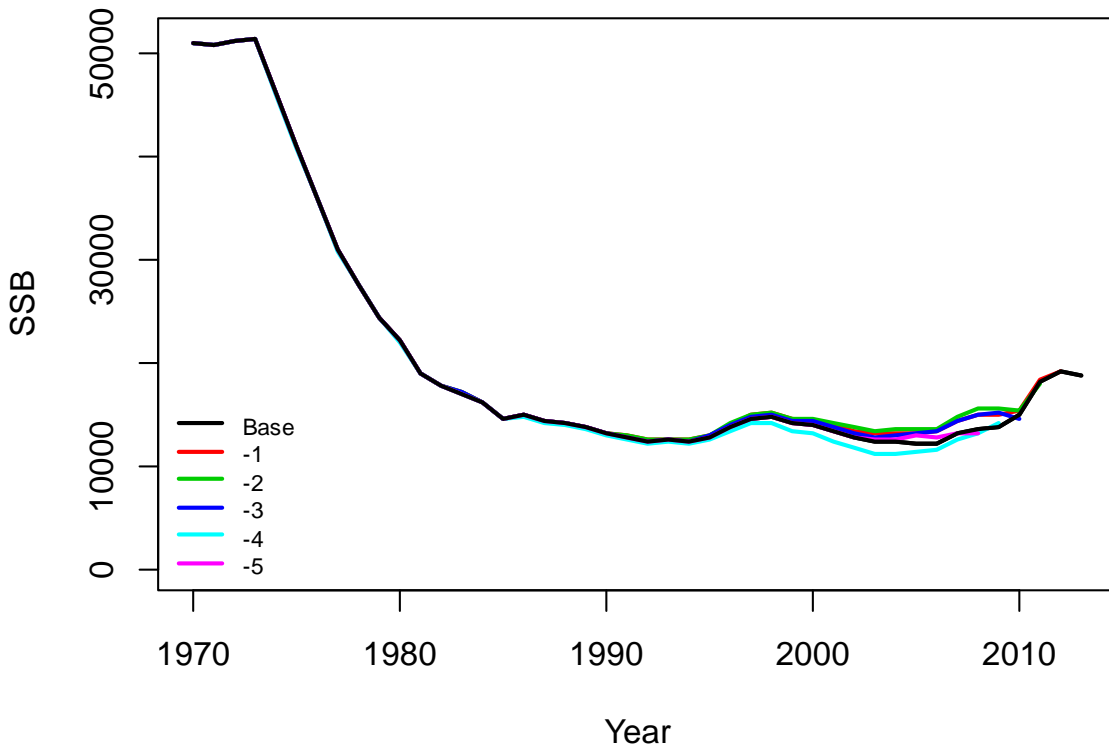


Figure 28. Western bluefin tuna: Retrospective trends of spawning biomass (ages 9 and older) and recruitment (age 1) from the jack-knife sensitivity run with Canadian GSL index removed. The legend indicates the number of years of data removed from the 2014 base VPA.

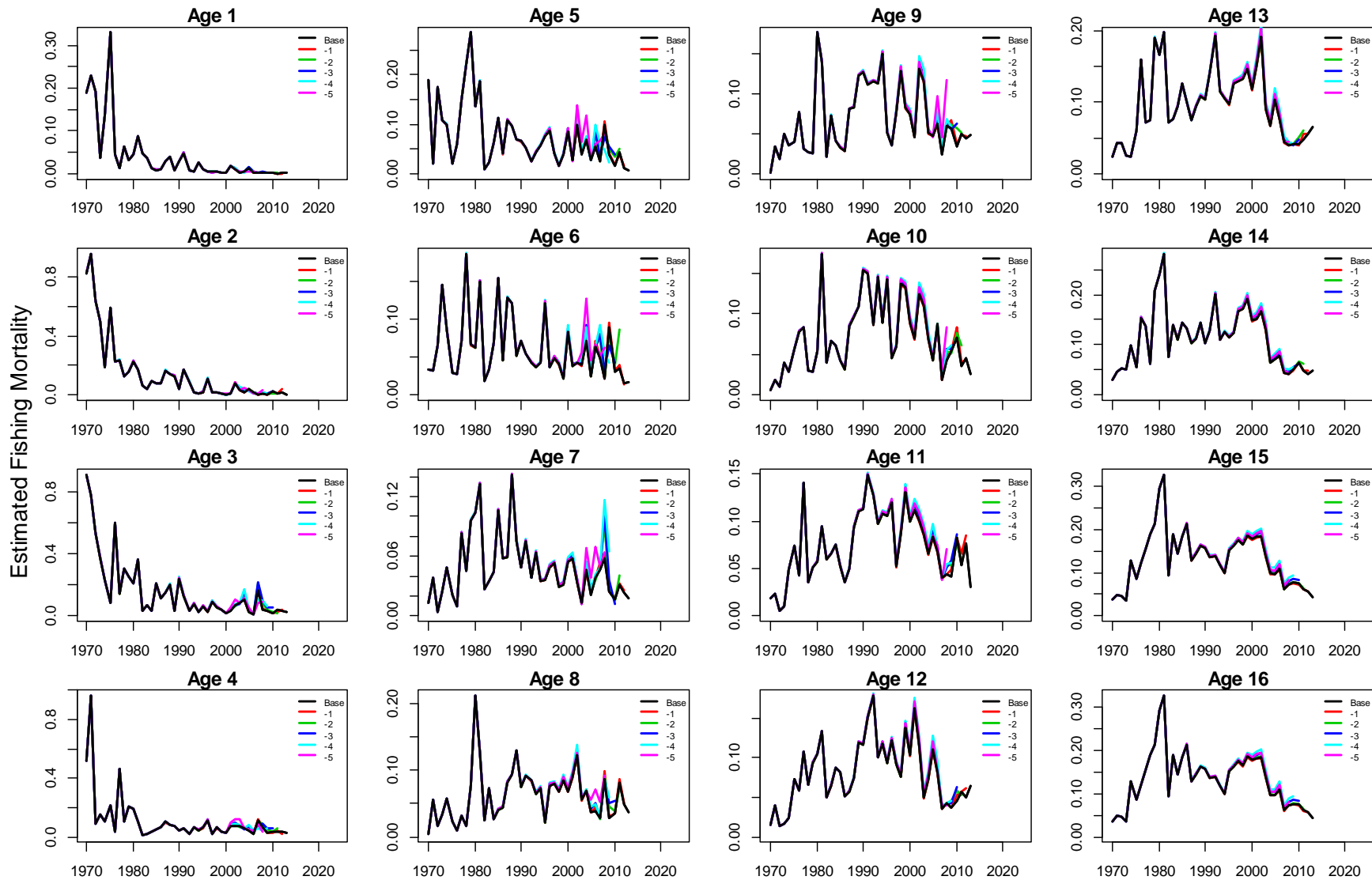


Figure 29. Retrospective patterns of fishing mortality by age from the western bluefin tuna base case model. The legend indicates the number of years removed from the 2014 base VPA.

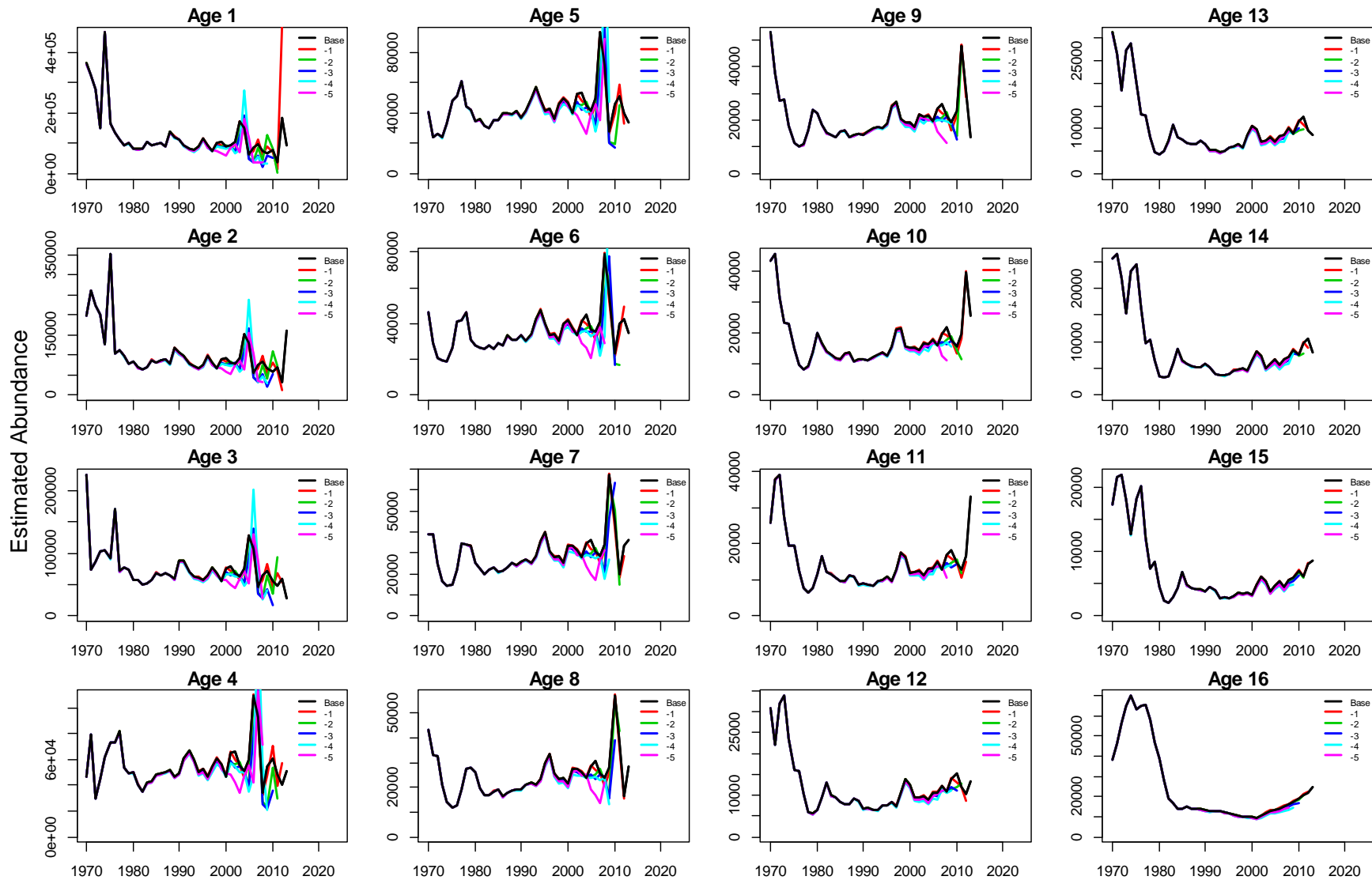


Figure 30. Retrospective patterns of numbers-at-age from the western bluefin tuna base case model. The legend indicates the number of years removed from the 2014 base VPA.

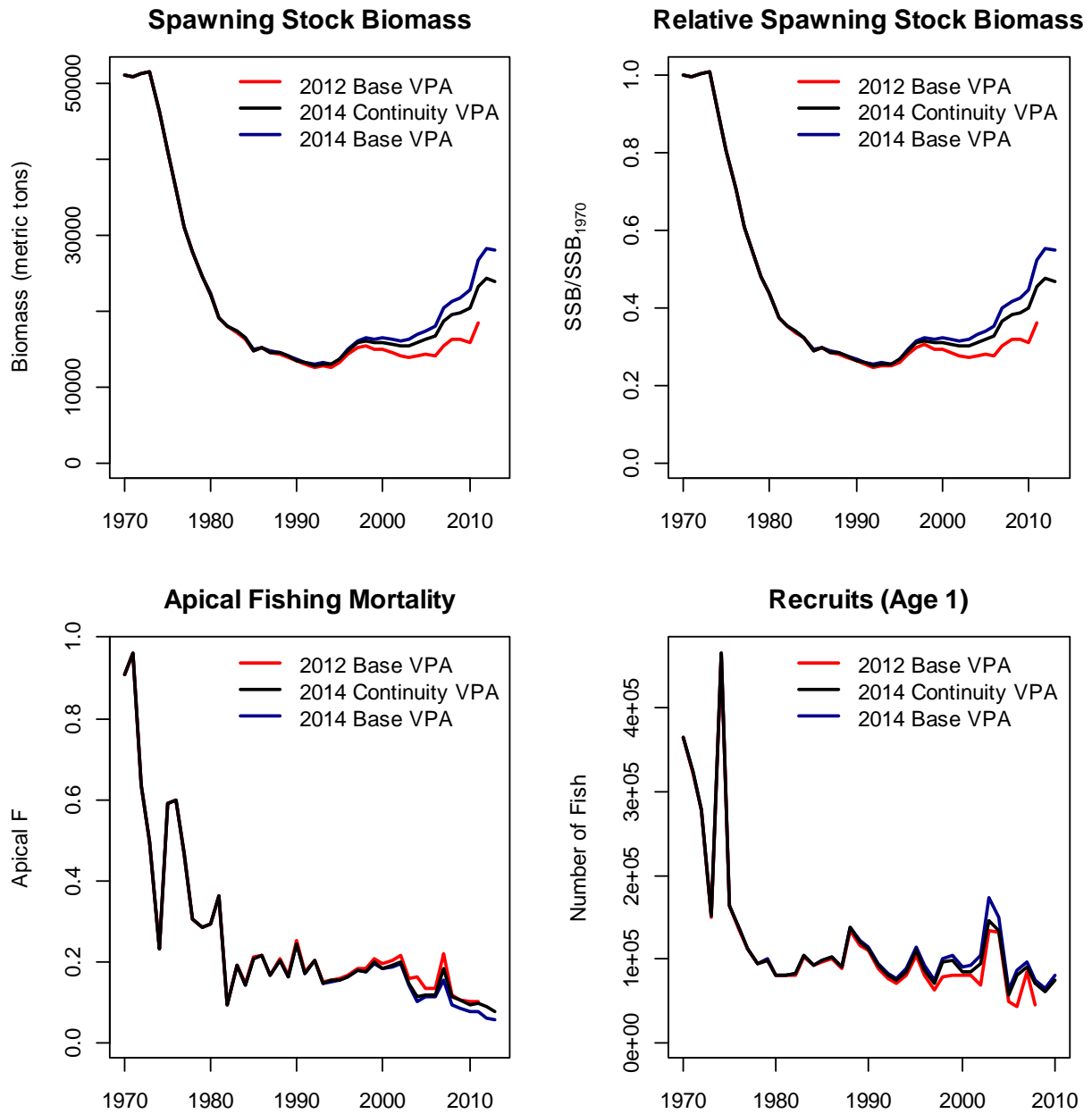


Figure 31. Western bluefin tuna: Annual estimates of spawning stock biomass, depletion relative to 1970, recruitment, and fishing mortality for the 2012 base (red lines), 2014 continuity (black lines) and 2014 (dark blue lines) base runs.

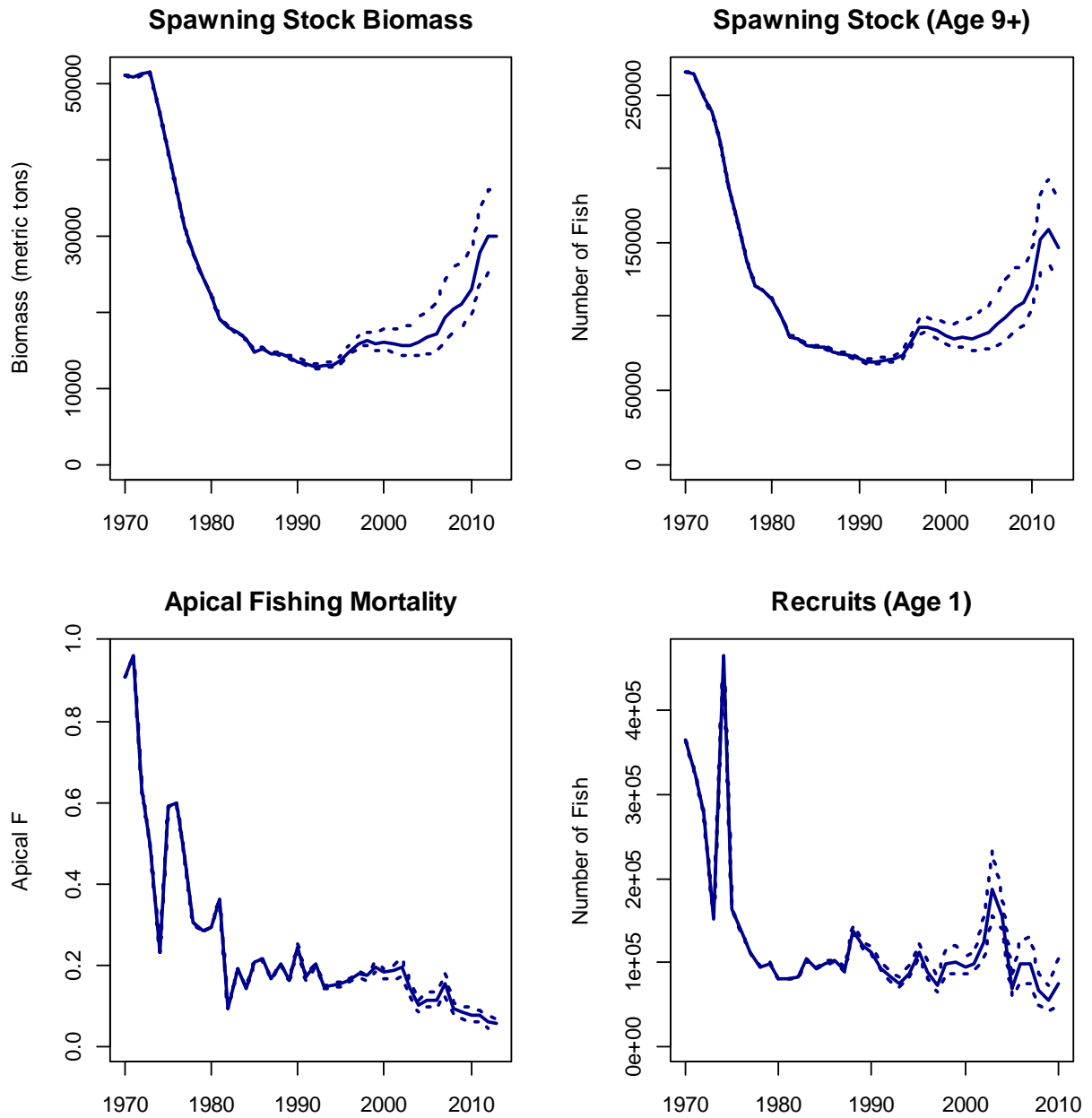


Figure 32. Western bluefin tuna: Median (solid line) estimates of spawning stock biomass, abundance of spawners (Age 9+), apical fishing mortality, and recruitment for the base model. Dashed lines indicate the 80% confidence interval.

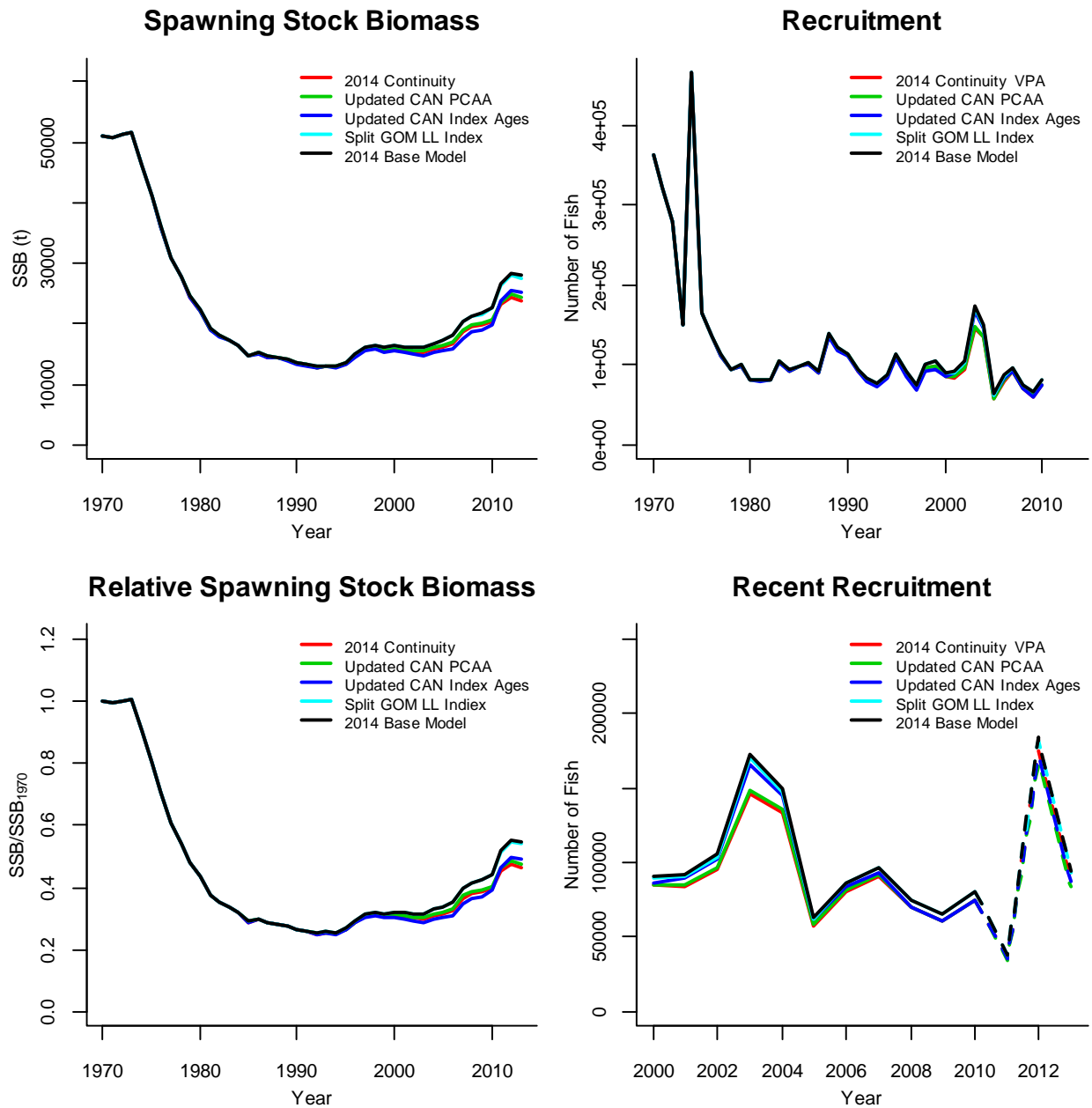


Figure 33. Western bluefin tuna: Annual estimates of spawning stock biomass, depletion relative to 1970, and recruitment for the 2014 continuity VPA, iterative modifications to the continuity, and 2014 base VPA.

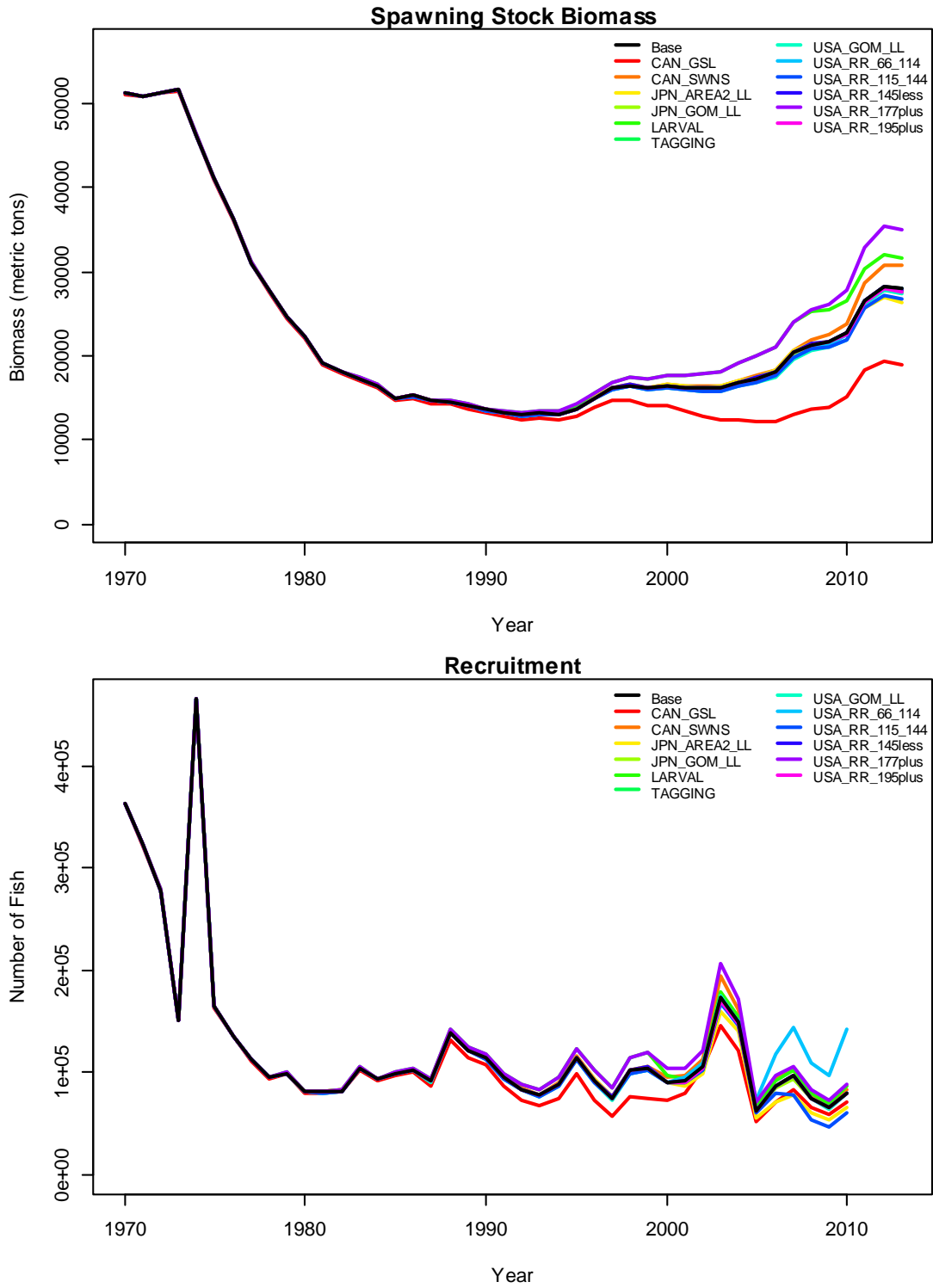


Figure 34. Jackknife analysis demonstrating the effects of iteratively removing individual relative abundance indices and associated partial catch-at-age matrices from the western bluefin tuna VPA.

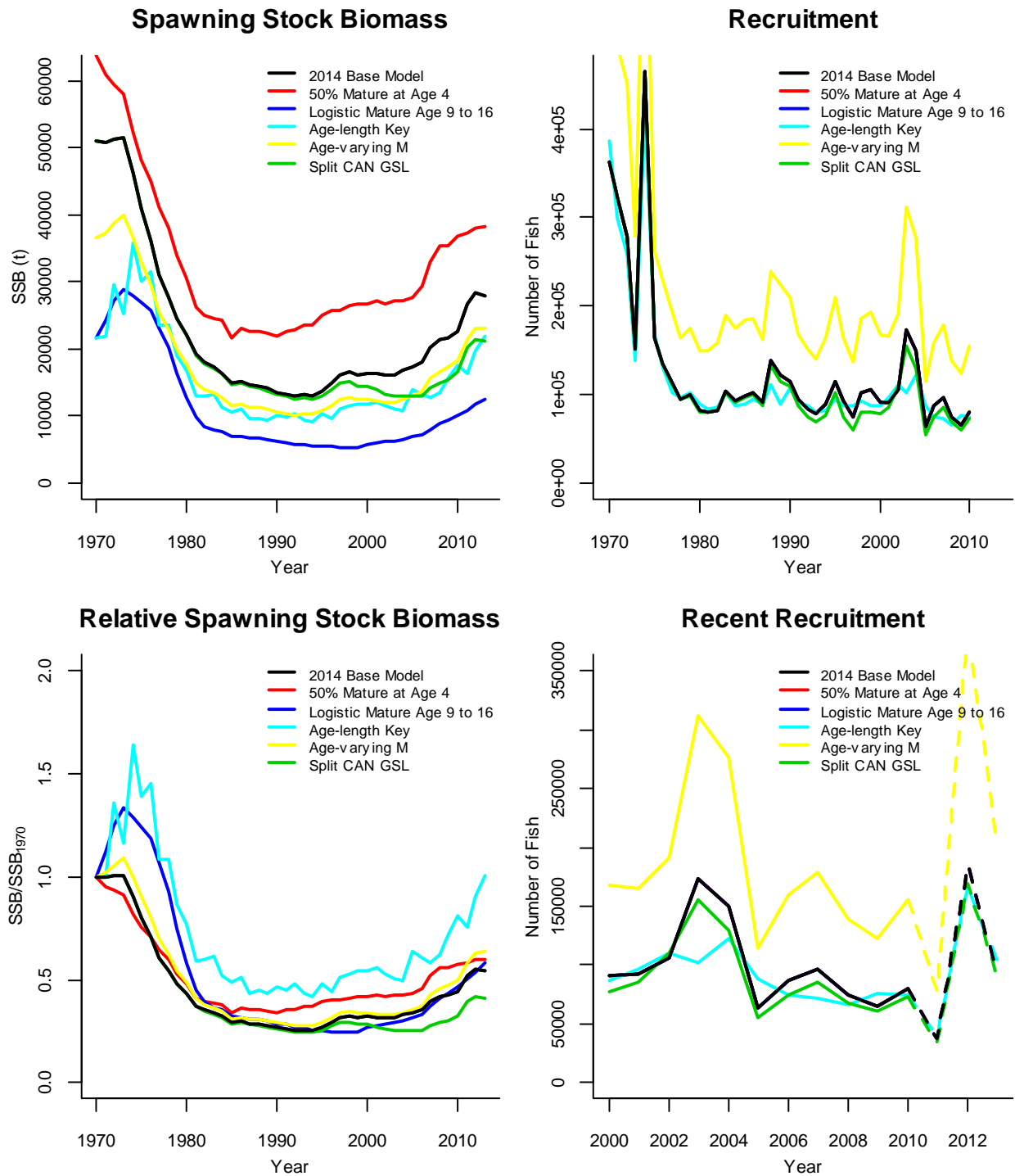


Figure 35. Western bluefin tuna: Annual estimates of spawning stock biomass, depletion relative to 1970, and recruitment for the select sensitivity runs that demonstrated deviation in trends from the 2014 base VPA.

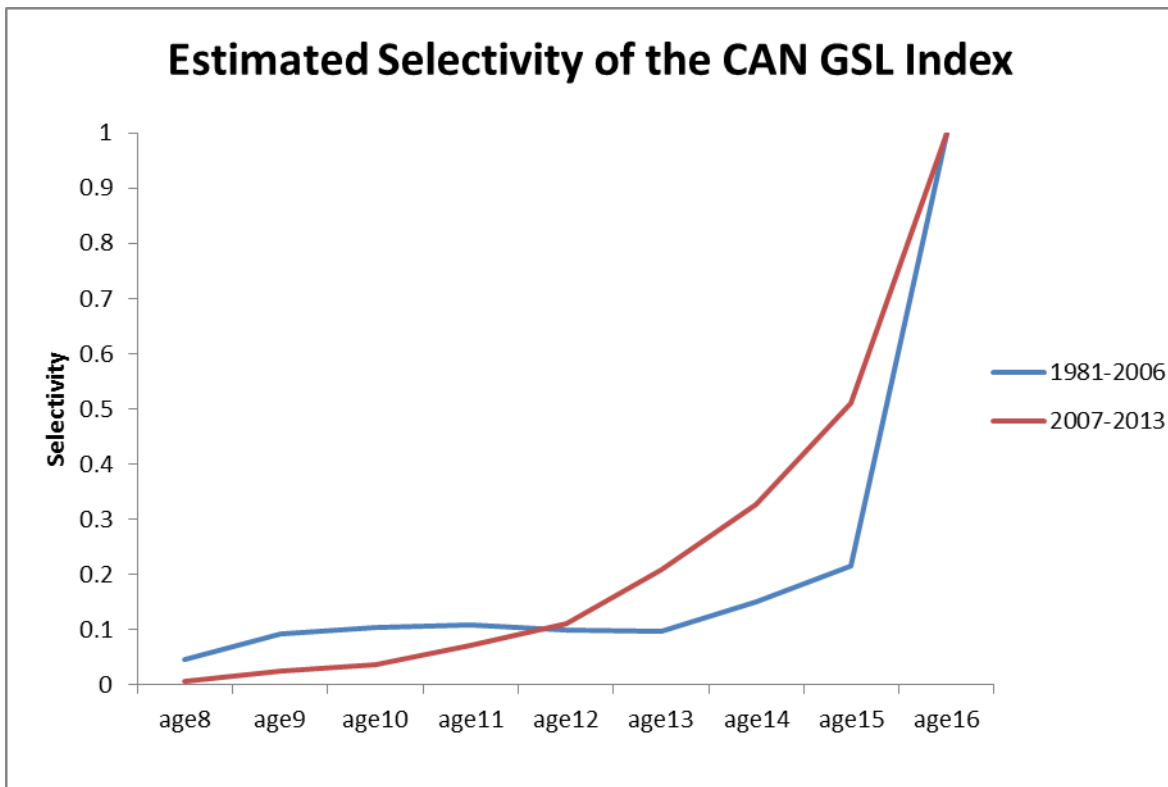


Figure 36. Western bluefin tuna: Comparison of estimated selectivity from the VPA sensitivity run that split the Canadian Gulf of St. Lawrence index into two periods, 1981-2006 and 1987-2013, to account for changes in fishery operations, specifically a shift in seasonality of the fishery.

Stock-Recruitment of Western Bluefin Tuna

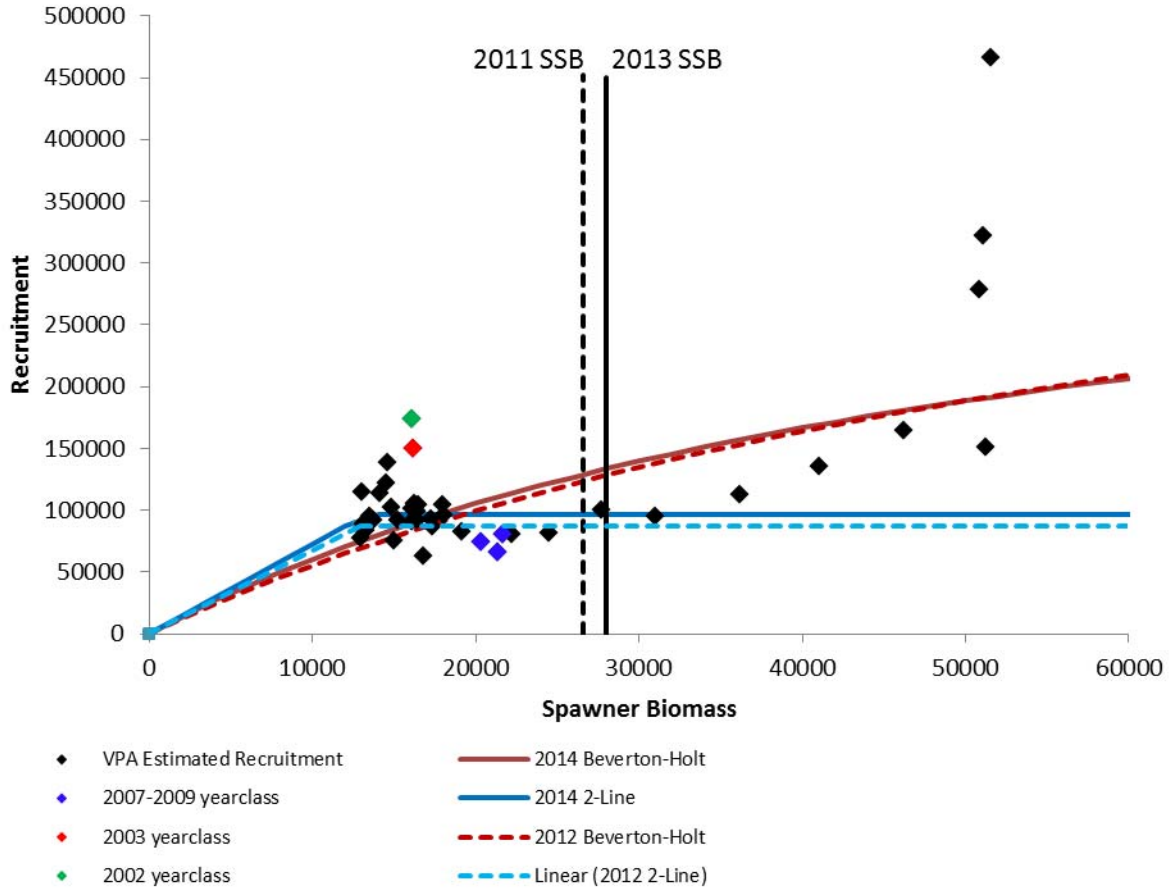


Figure 37. Western bluefin tuna: Spawner-recruit relationship fit to the 2014 base VPA (solid lines) compared to the 2012 base model fits (dashed lines). The two-line and Beverton-Holt models were used to calculate management reference points and project the population dynamics through 2019. Points represent the estimates from the 2014 base VPA, with the 2002, 2003, and recent year class estimates (2008-2010) highlighted.

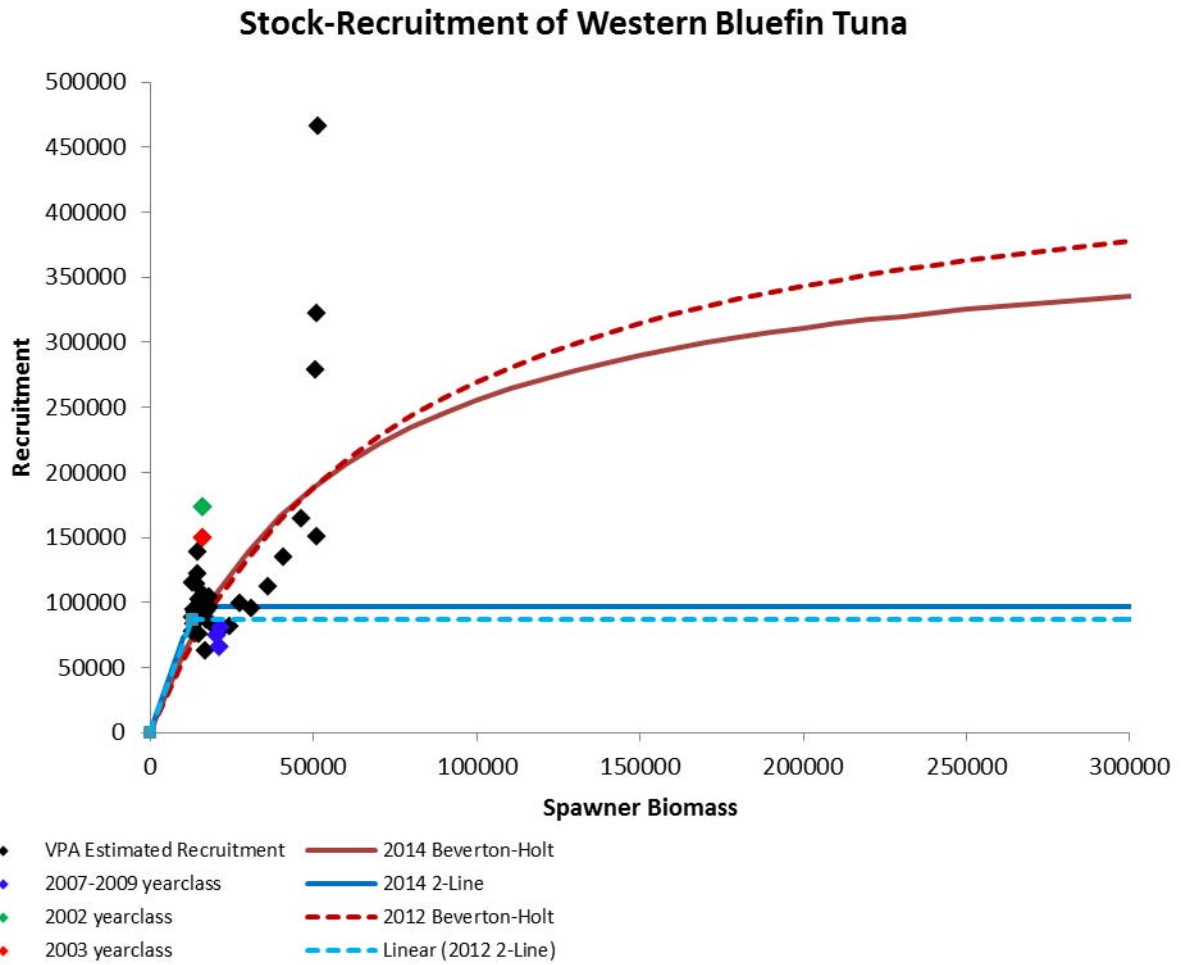


Figure 38. Western bluefin tuna: Spawner-recruit relationship fit to the 2014 base VPA (solid lines) compared to the 2012 base model fits (dashed lines). The x-axis represents spawner biomass and is extended out past the observed range to demonstrate the difference in asymptotes between the previous assessment estimates (steepness = 0.49) and 2014 update (steepness = 0.58), which resulted in differences in estimates of MSY and SSB_{MSY} . Points represent the estimates from the 2014 base VPA, with the 2002, 2003, and recent year class estimates (2008-2010) highlighted.

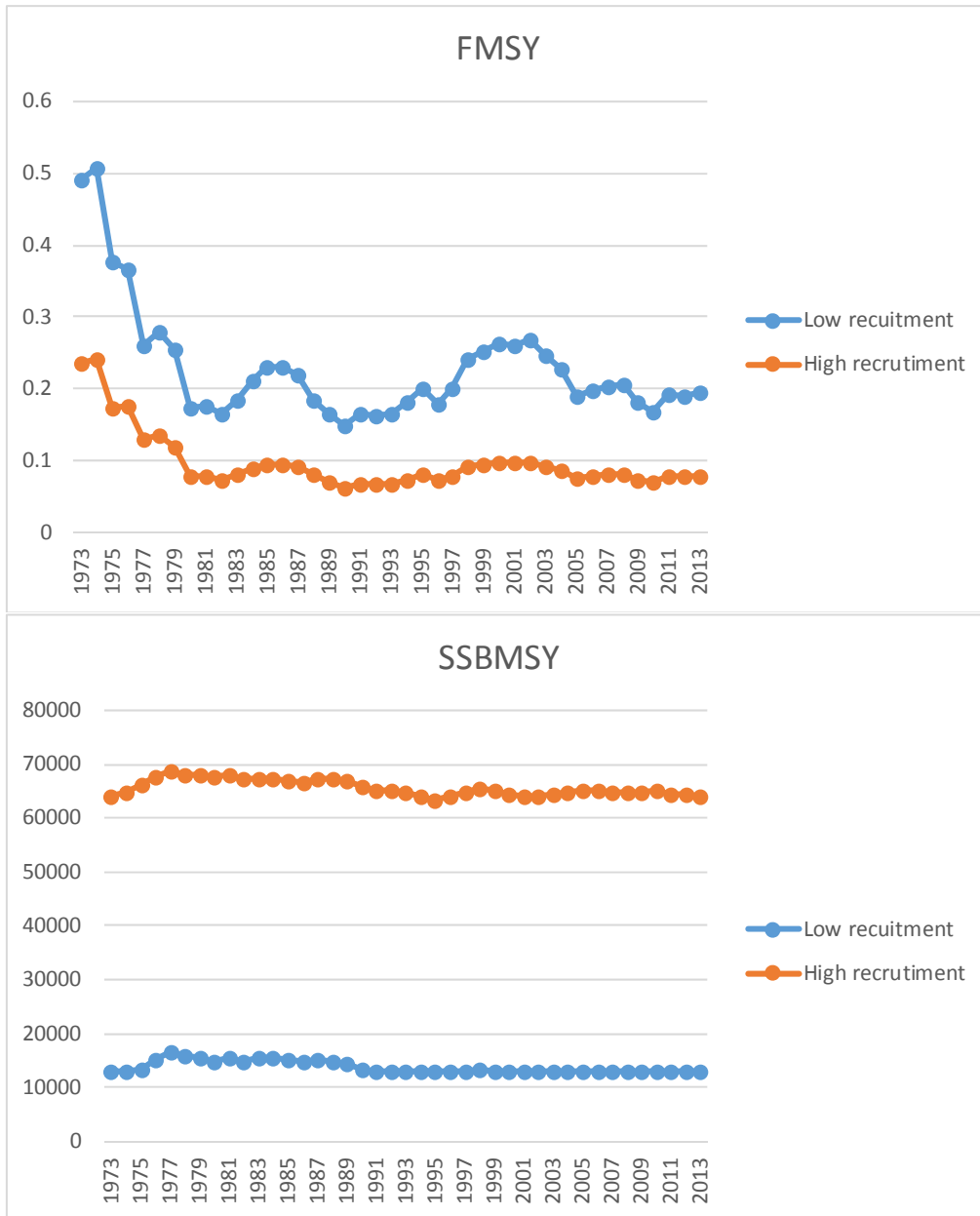


Figure 39. Time series of estimated F_{MSY} and SSB_{MSY} of western bluefin tuna, used in the estimates of stock status trends.

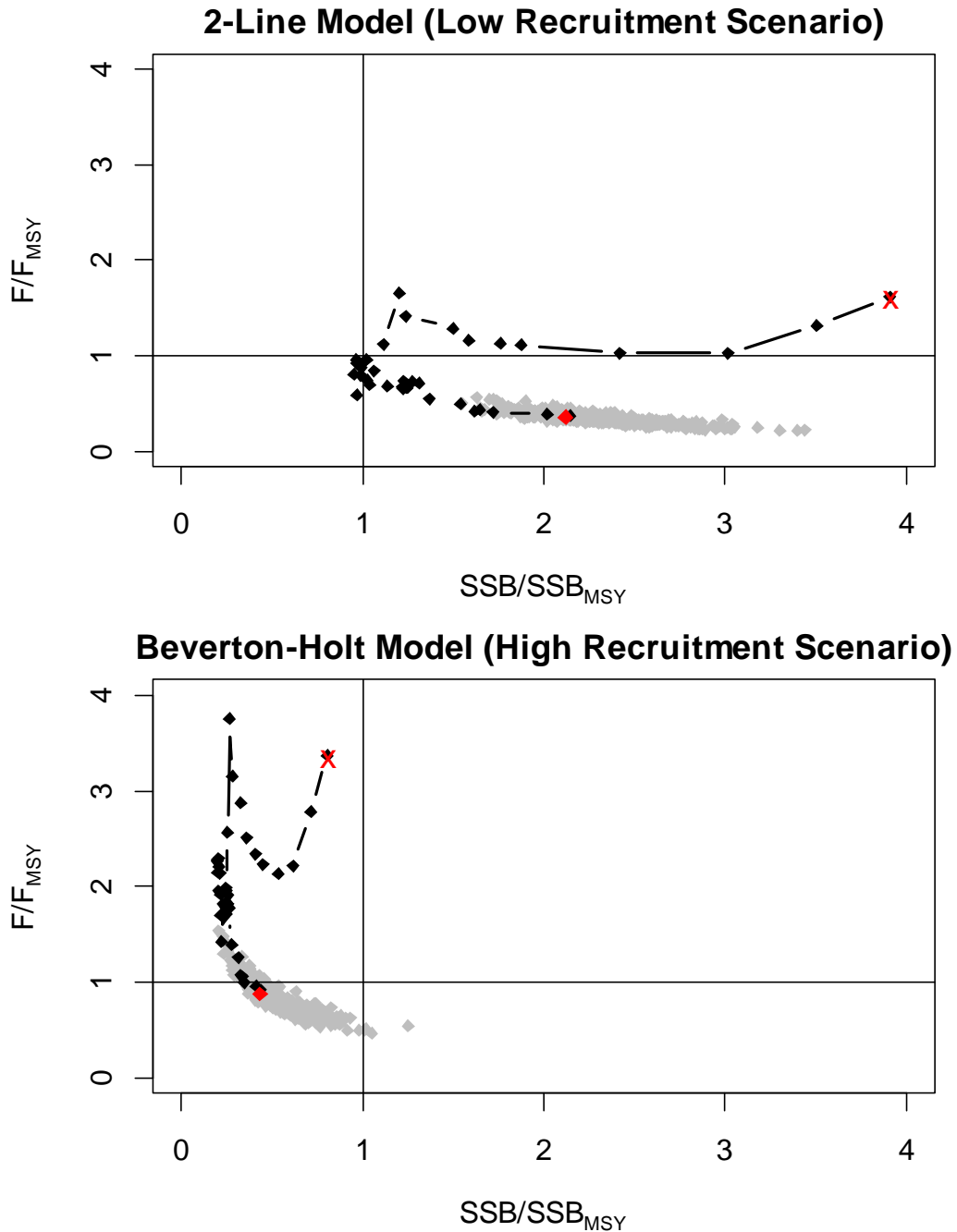
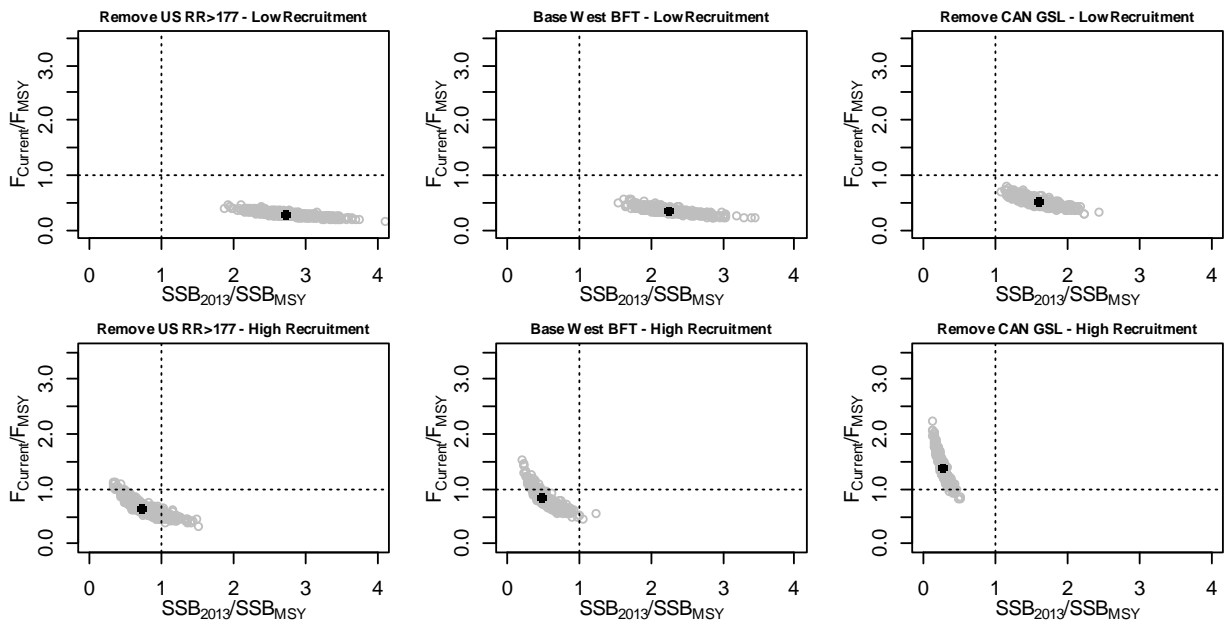


Figure 40. Estimated stock status of western bluefin tuna relative to the Convention objectives (MSY) by year (1970 to 2013). The black points and connecting line show the time series of estimates for each alternative recruitment scenario and the gray cloud of points depict the corresponding bootstrap estimates of uncertainty for the recent year, 2013. The red diamond represents the status estimate for 2013 and the red “X” represents the start year (the geometric mean fishing mortality was used as a proxy for these years, 2010-2012 for the terminal point, and 1970-1972 for the initial point).

F_{MSY} References



F_{0.1} References

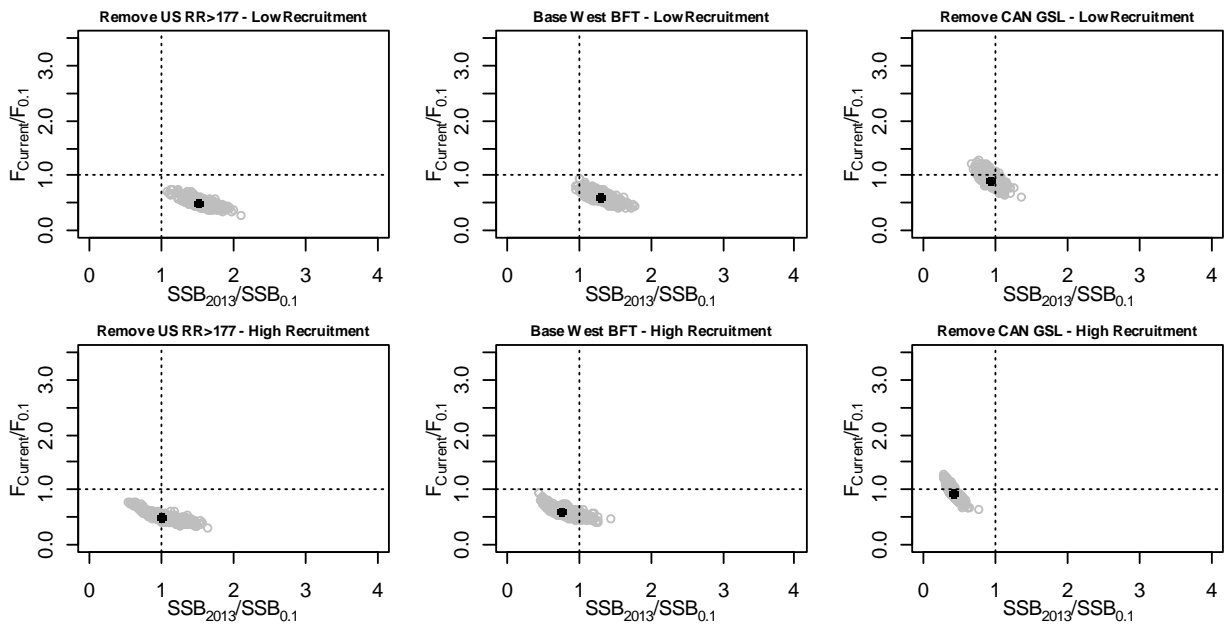


Figure 41. Western bluefin tuna stock status in 2013 estimated by the base VPA, and jackknife runs removing the Canadian GSL and USA RR>177 cm indices. Two types of stock-recruitment relationships were examined, a two-line model (low recruitment) and a Beverton-Holt model (high recruitment). F current is defined as the geometric mean fishing mortality during 2010 to 2012. The filled black circle is the median results and the open gray circles are estimates from 500 bootstrap runs. The top set of panels shows the status estimates relative to a MSY reference, whereas the bottom panels used F_{0.1} as a proxy.

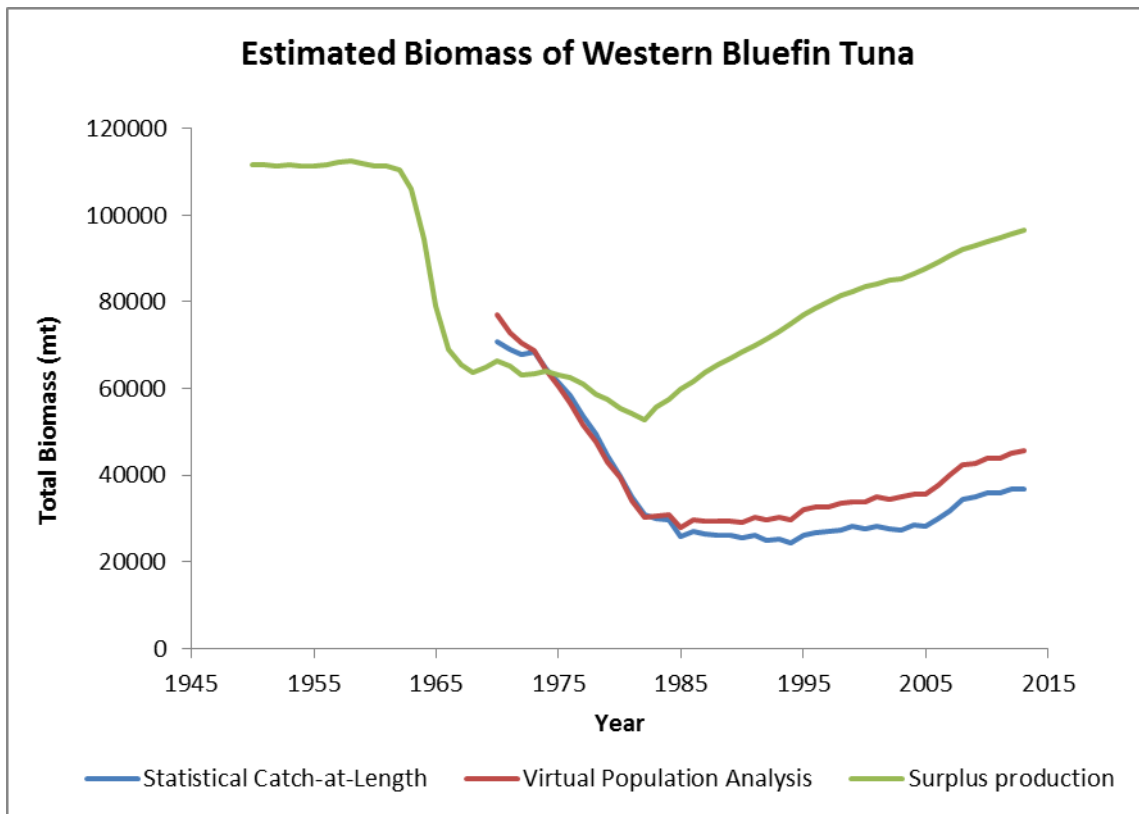


Figure 42. Multi-model comparison of estimated total biomass of western Atlantic bluefin tuna. The statistical catch-at-length model is shown in blue, the base VPA is shown in red, and the base surplus production model is shown in green.

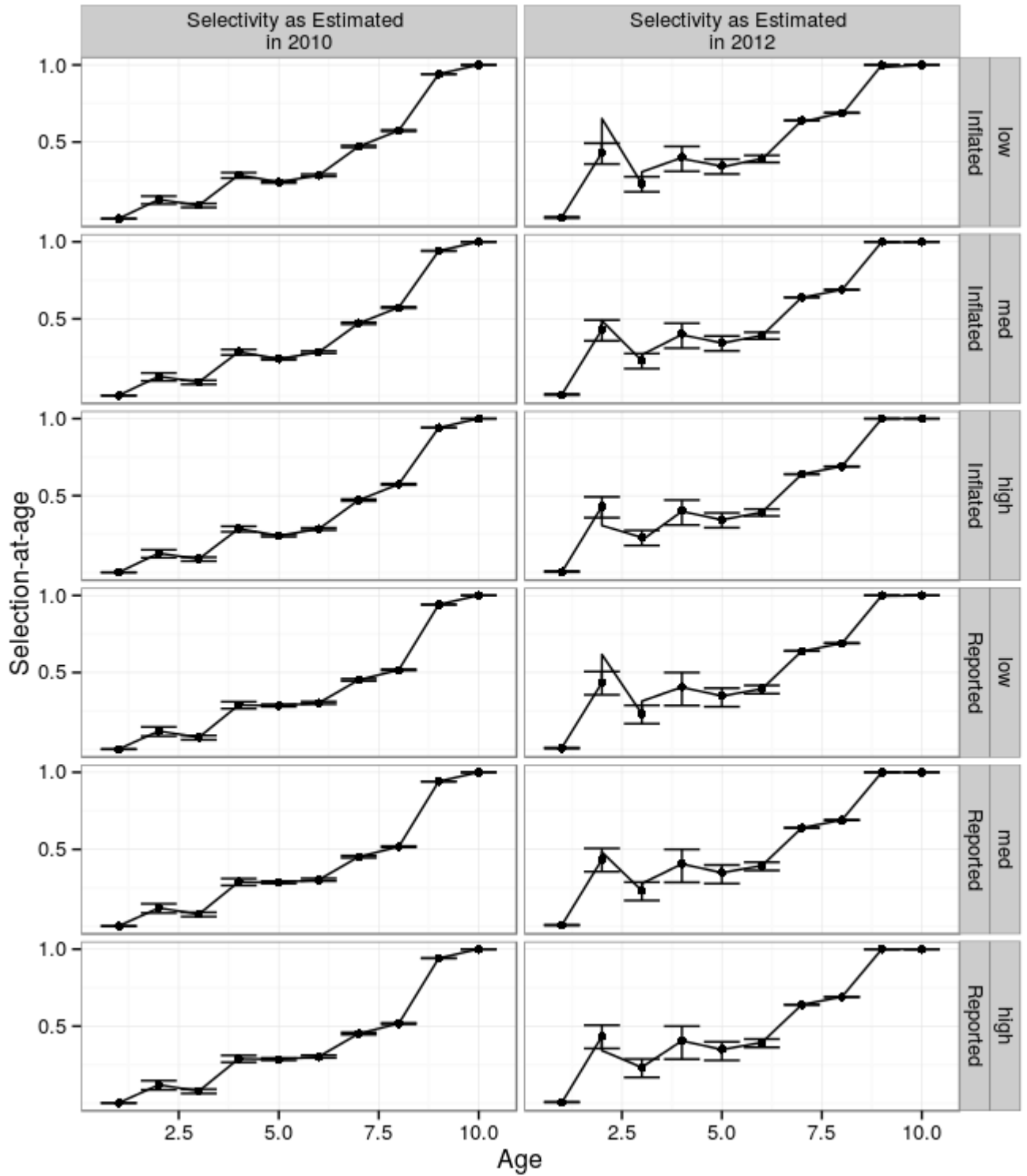


Figure 43. Eastern Atlantic bluefin tuna. Selectivity patterns used for calculation of benchmarks and projections, these show the medians (lines) and ± 1 sd (bars). Selectivity is as assumed in the 2010 (over 2007-2009, left column) and 2012 (over 2009-2011, right column) projections for the three recruitment and two catch scenarios.

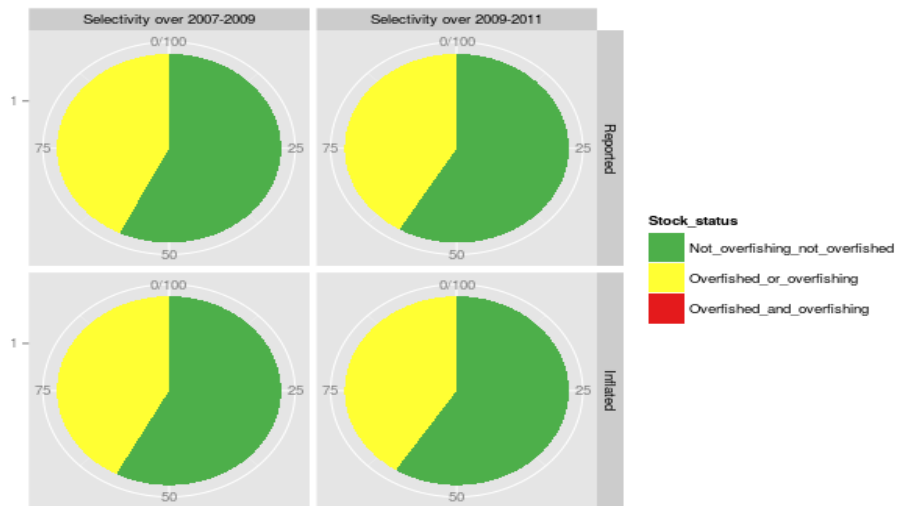


Figure 44. Eastern Atlantic bluefin tuna. Pie chart showing the proportion of the VPA continuity run results for the terminal year (2013) that are within the green quadrant of the Kobe plot chart (not overfished, no overfishing), the yellow quadrant (overfished or overfishing), and the red quadrant (overfished and overfishing). Split by catch scenario (reported and inflated) and benchmark (selectivity patterns were estimated over 2007-2009 or over 2009-2011).

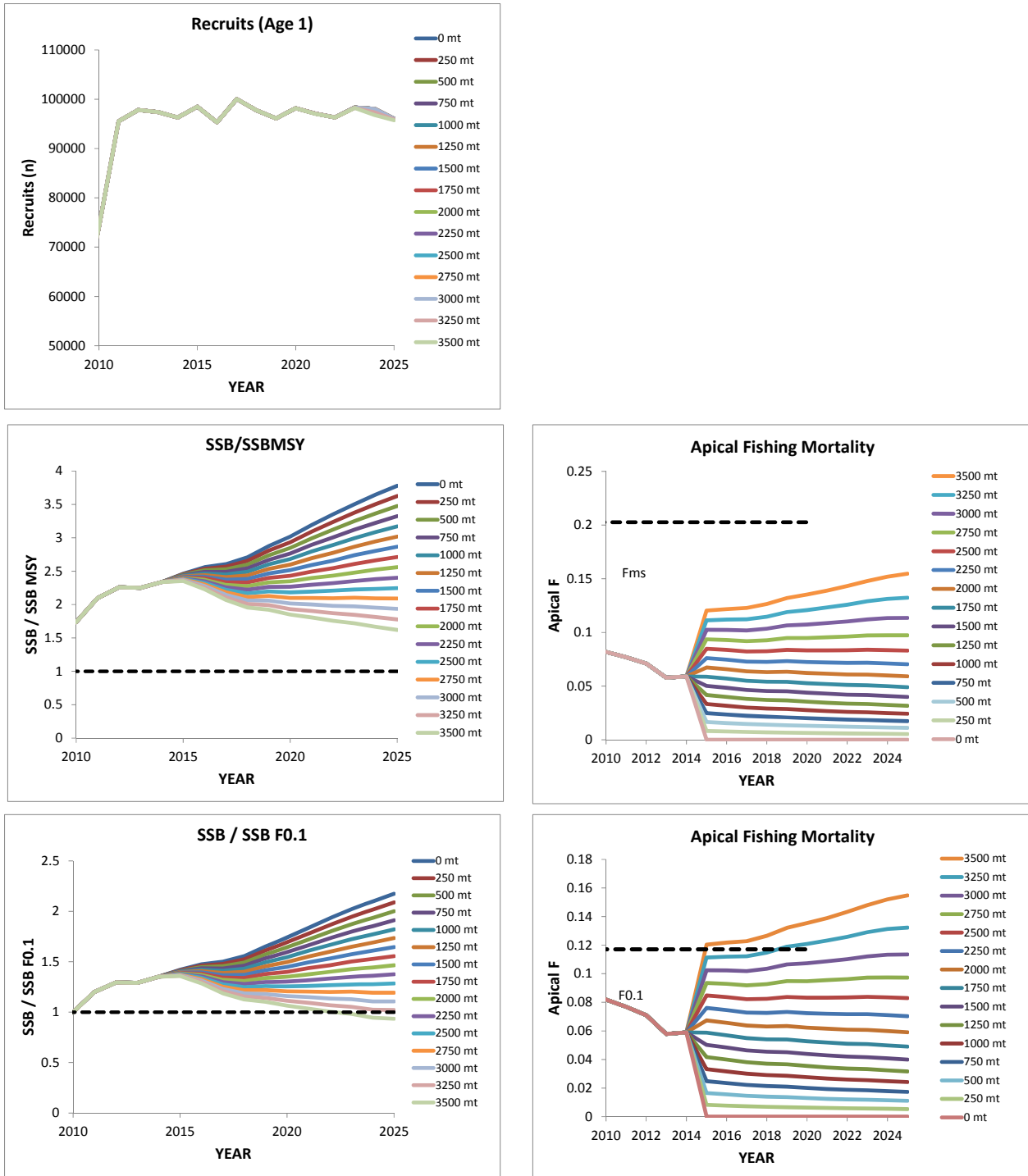


Figure 45. WBFT: Projection results for the low recruitment scenario projected at various levels of constant catch. The middle panels show the trends relative to the MSY-based reference points. The bottom panels use the alternative $F_{0.1}$ -based reference points. These trajectories are the median (50%) result of 500 bootstraps.

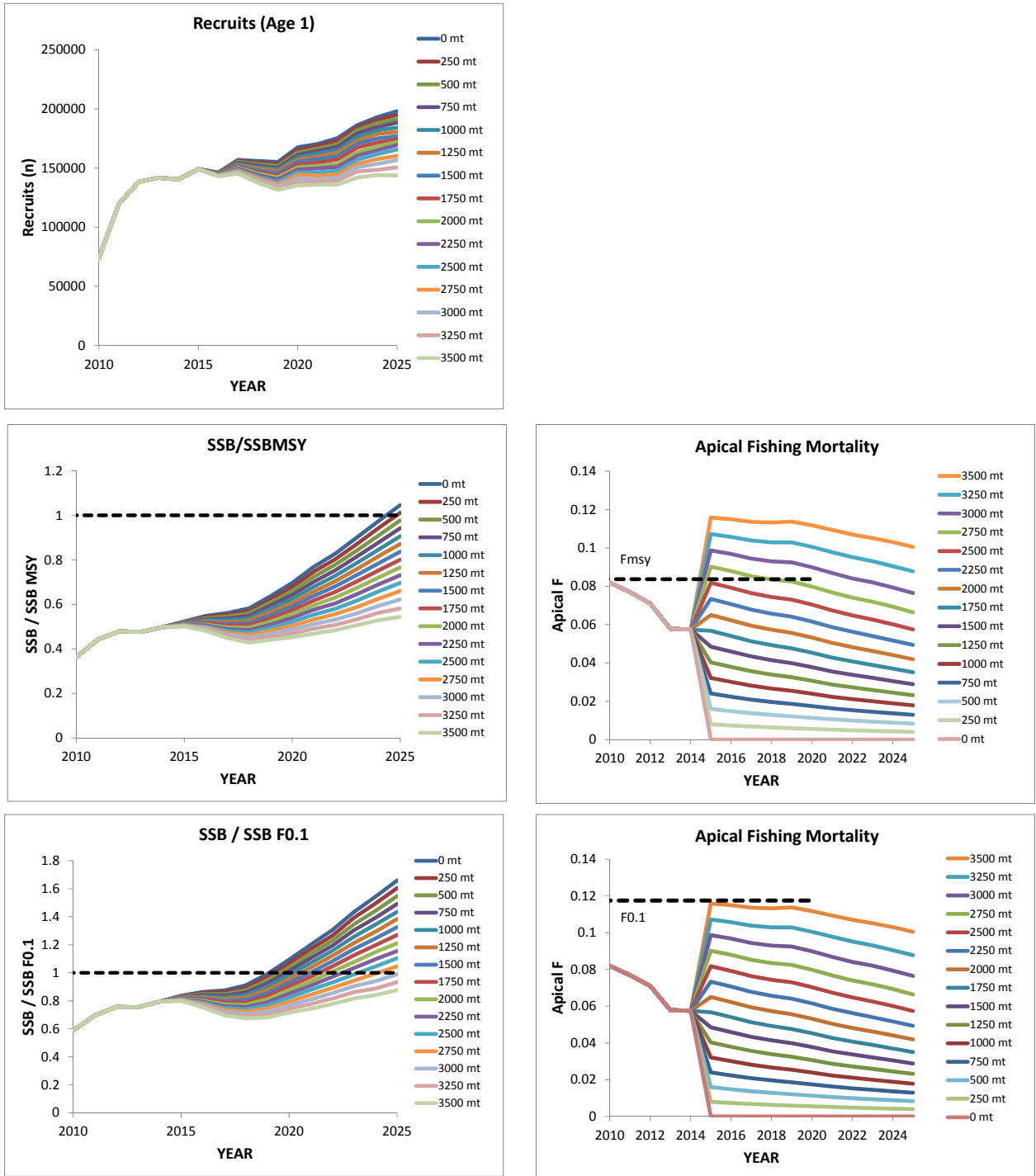
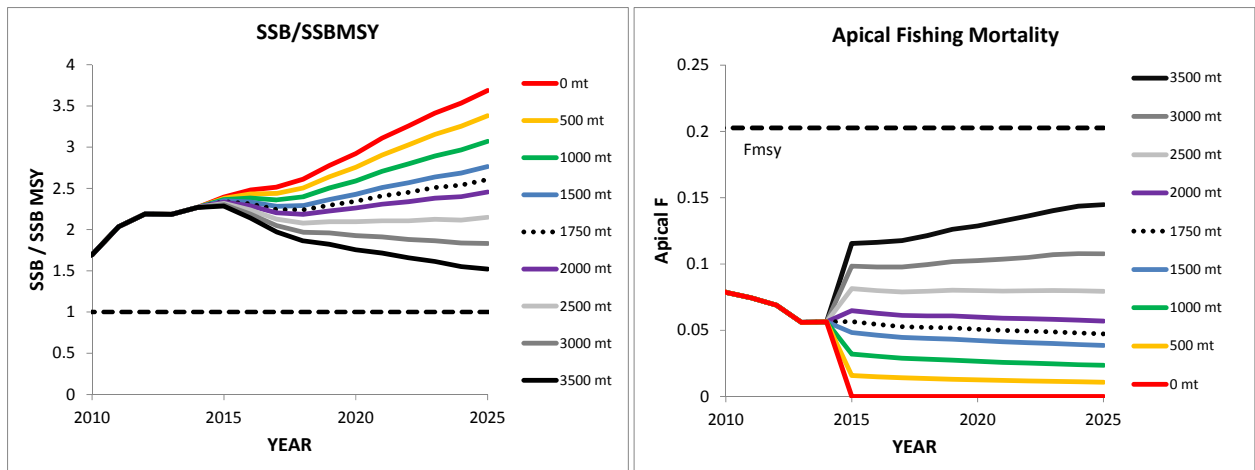


Figure 46. WBFT: Projection results for the high recruitment scenario projected at various levels of constant catch. The middle panels show the trends relative to the MSY-based reference points. The bottom panels use alternative $F_{0.1}$ -based reference points. These trajectories are the median (50th quantile) result of 500 bootstraps.

60% Probability – Low Recruitment Potential



60% Probability – High Recruitment Potential

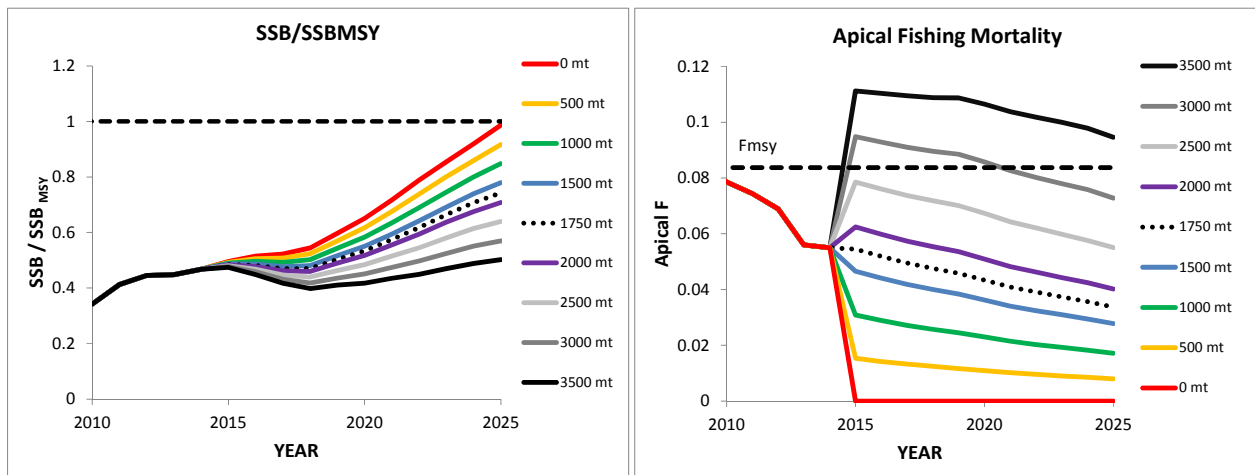


Figure 47. WBFT: The projected SSB/SSB_{MSY} and F/F_{MSY} trajectories at various catch levels for the two recruitment scenarios. These trajectories correspond to a 60% probability of achieving a given level of SSB/SSB_{MSY} or F/F_{MSY}.

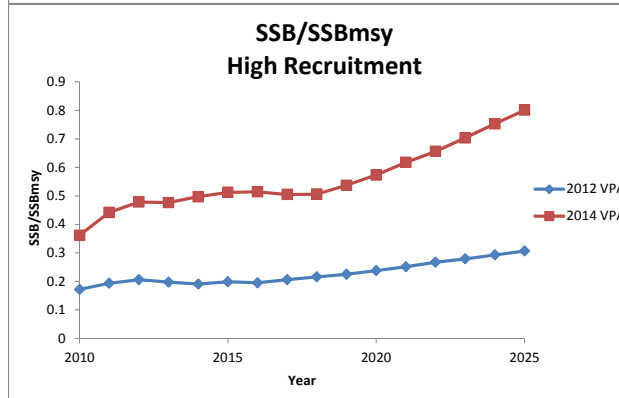
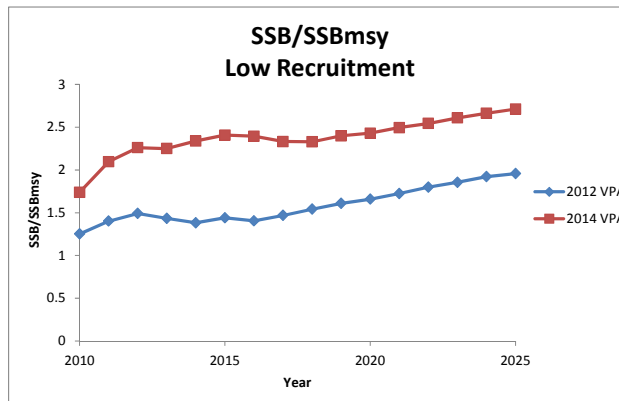
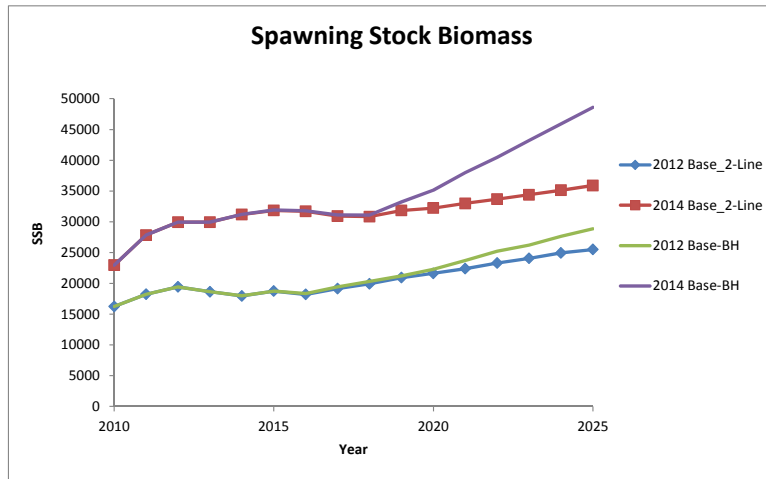


Figure 48. WBFT: Comparison of the spawning stock biomass (SSB), and SSB relative to SSB at maximum sustainable yield (MSY) for the low and high recruitment scenarios. Projections were made at the current TAC of 1,750 t [Rec. 12-02].

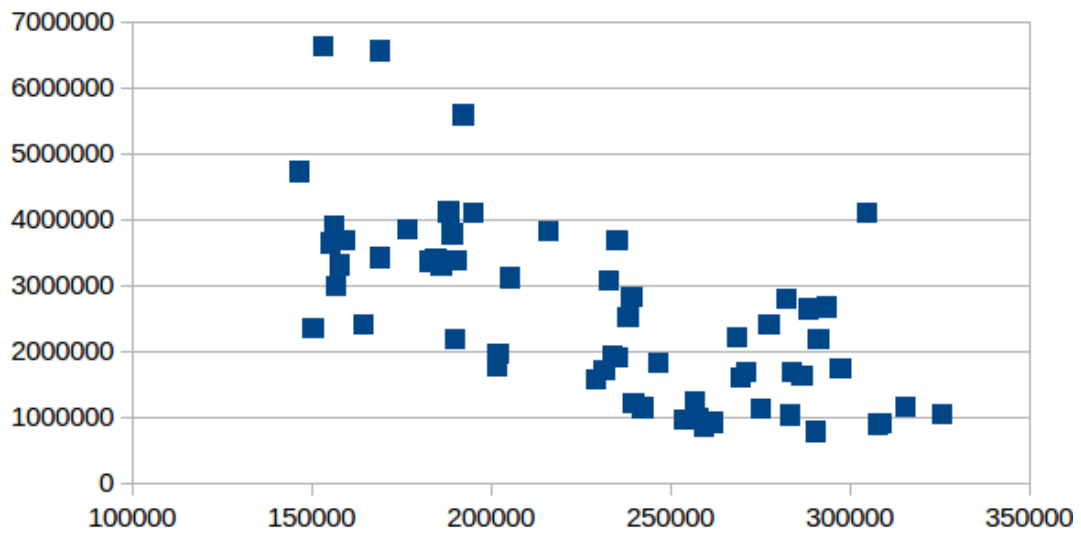


Figure 49. EBFT: Stock (x-axis) and recruitment (y-axis) estimates for East-Med Atlantic bluefin tuna from reported catch (Run 5).

AGENDA

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements
2. Review of new scientific documents for the species
3. Review of the Rebuilding Plans for Atlantic and Mediterranean bluefin tuna and previous SCRS advice
4. Summary of available data for assessment
 - 4.1 Biology
 - 4.2 Catch and other Fishery Statistics
 - 4.3 Relative abundance estimates
5. Methods and other data relevant to the assessment
 - 5.1 Eastern Atlantic and Mediterranean stock
 - 5.2 West Atlantic stock
6. Stock status results
 - 6.1 Eastern Atlantic and Mediterranean stock
 - 6.2 West Atlantic stock
7. Projections
 - 7.1 Eastern Atlantic and Mediterranean stock
 - 7.2 West Atlantic stock
8. Recommendations
 - 8.1 Research Recommendations
 - 8.2 Management Recommendations
9. Responses to the Commission
 - 9.1 Continue to explore operationally viable technologies and methodologies for determining the size and biomass at the points of capture and caging and evaluate the BFT pilot studies to estimate both the number and weight of bluefin tuna at the point of capture and caging using stereoscopic systems, Rec.[13-07] paragraph 88.
 - 9.2 Evaluate the BFT national observer programmes conducted by CPCs to report the Commission and to provide advice on future improvements, Rec.[13-07] paragraph 90.
 - 9.3 Provide updated BFT growth rates tables based in the information from BCDs and other submitted data, Rec.[13-07], paragraph. 98.
 - 9.4 Review the technical specifications of the use of stereoscopic cameras systems as defined in Rec. [13-08]
 - 9.5 Provide answer to the requests from the 2nd WG WBFT Fisheries Managers and Scientists.
10. Other matters
11. Adoption of the report and closure

LIST OF PARTICIPANTS

SCRS CHAIRMAN**Santiago Burrutxaga**, Josu

Head of Tuna Research Area, AZTI-Tecnalia, Txatxarramendi z/g, 48395 Sukarrieta (Bizkaia), Spain

Tel: +34 94 6574000 (Ext. 497); 664303631, Fax: +34 94 6572555, E-Mail: jsantiago@azti.es

CONTRACTING PARTIES**ALGERIA****Kacher**, Mohamed

Directeur du Centre National de la Recherche et de Développement de la Pêche et de l'Agriculture, Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques, Centre National de la Recherche et de Développement de la Pêche et de l'Agriculture 11, Bd Colonel Amirouche, Bou Ismail Tipaza, Algeria

Tel: +213 661 612 638; 0777960227, Fax: +213 244 62377, E-Mail: mohamed.kacher@gmail.com

CANADA**Hanke**, Alexander

Scientific, St. Andrews Biological Station/ Biological Station, Fisheries and Oceans Canada 531 Brandy Cove Road, St. Andrews New Brunswick E5B 2L9, Canada

Tel: +1 506 529 4665, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: alex.hanke@dfo-mpo.gc.ca

Melvin, Gary

Biological Station - Fisheries and Oceans Canada, Department of Fisheries and Oceans 531 Brandy Cove Road, St. Andrews, New Brunswick E5B 2L9, Canada

Tel: +1 506 529 5874, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: gary.melvin@dfo-mpo.gc.ca

EUROPEAN UNION**Addis**, Piero Antonio

Senior Researcher in Ecology, University of Cagliari, Department of Life Science and Environment, Via Fiorelli 1, 09126 Cagliari, Italy

Tel: +39 070 675 8082, 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 94 657 40 00, Fax: +34 94 300 48 01, E-Mail: harri@azti.es

Báez Barrionuevo, José Carlos

Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Málaga, Puerto Pesquero de Fuengirola s/n, 29640 Malaga, Spain

E-Mail: jcarlos.baez@ma.ieo.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

Chapel, Vincent

European Fisheries Control Agency - EFCA, Avenida García Barbón, 4, 36330 Vigo, Spain

Tel: +34 986 120673, Fax: +34 88612 5239, E-Mail: vincent.chapel@efca.europa.eu

Cort, José Luis

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Santander, Apartado 240; Promontorio de San Martín S/N, 39080;39004 Santander Cantabria, Spain

Tel: +34 942 291 716, Fax: +34 942 27 5072, E-Mail: jose.cort@st.ieo.es

Cosgrove, Ronan

An Bord Iascaigh Mhara (BIM), New Docks Road, Co. Galway, Ireland

Tel: +3538768 37636, Fax: +353 91 568 569, E-Mail: cosgrove@bim.ie

Daniel, Patrick

Commission européenne - DG Mare Unité - B3, J-99 02/49, 1000 Bruxelles, Belgium
Tel: +322 229 554 58, E-Mail: patrick.daniel@ec.europa.eu

De Cárdenas González, Enrique

Subdirector General de Protección de los Recursos pesqueros, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría General de Pesca, C/ Velázquez, 144, 28006 Madrid, Spain
Tel: +34 91 347 6110, Fax: +34 91 347 6037, E-Mail: edecarde@magrama.es

Fernández, Estrella

Secretaria de Pesca, C/ Velázquez 144, 28006 Madrid, Spain
E-Mail: bac_sgcorpr@magrama.es

Fromentin, Jean Marc

IFREMER - Dpt. 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

García García, Alberto

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Málaga, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola Málaga, Spain
Tel: +34 952 197 124, Fax: +34 952 46 38 08, E-Mail: agarcia@ma.ieo.es

Garibaldi, Fulvio

Laboratorio di Biologia Marina e Ecologia Animale Univ. Degli Studi di Genova, Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita (DISTAV) Corso Europa, 26, 16132 Genova, Italy
Tel: +39 010 353 3018, Fax: +39 010 357 888, E-Mail: largepel@unige.it; garibaldi.f@libero.it

Gordoa, Ana

CEAB - CSIC, Acc. Cala St. Francesc, 14, 17300 Blanes Girona, Spain
Tel: +34 972 336101, E-Mail: gordoa@ceab.csic.es

Laiz Carrión, Raúl

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Málaga, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola, Málaga, Spain
Tel: +34 95 2197124, Fax: +34 95 247 1907, E-Mail: raul.laiz@ma.ieo.es

Llanos Rodriguez, Javier

Universidad de Valencia, Palos de la Frontera, 18 - 3ºB, Valencia, Spain
Tel: 691 544279, Fax: E-Mail: javier.r.llanos@gmail.com

Lombardo, Francesco

OCEANIS SRL, Via Marittima, 59, 80056 Napoli Ercolano, Italy
Tel: +39 0817775116, Fax: +39 0817775116, E-Mail: oceanissrl@gmail.com

Mangalo, Caroline

Comité National des Pêches Maritimes et des Élevages Marins, 134, Avenue Malakoff, 75116 Paris, France
Tel: +33 7 7271 1800, Fax: +33 7 7271 1850, E-Mail: cmangalo@comite-peches.fr

Mariani, Adriano

Consorzio UNIMAR Società Cooperativa, Via Nazionale 243 Scala A, 1º Piano, Int.3, 00184 Roma, Italy
Tel: +39 06 4782 4042, Fax: +39 06 4782 1 097, E-Mail: Mariani.a@unimar.it

Mèlich Bonancia, Begonya

Grupo Balfegó, Polígono Industrial - Edificio Balfegó43860 L'Ametlla de Mar Tarragona, Spain
Tel: +34 977 047707, Fax: +34 977 457812, E-Mail: bmelich@grupbalfego.com

Navarro Cid, Juan José

Grupo Balfegó, Polígono Industrial - Edificio Balfegó43860 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 Portugues do Mar e da Atmosfera -I.P./IPMA, Avenida 5 Outubro s/n, 8700-305 Olhão, Portugal
Tel: +351 289 700 504, Fax: +351 289 700 535, E-Mail: mnsantos@ipma.pt

Ortiz de Urbina, Jose María

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O de Málaga, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola Málaga, Spain
Tel: +34 952 197 124, Fax: +34 952 463 808, E-Mail: urbina@ma.ieo.es

Ortiz de Zárate Vidal, Victoria

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Santander Promontorio de San Martín s/n, 39012 Santander Cantabria, Spain
Tel: +34 942 291 716, Fax: +34 942 27 50 72, E-Mail: victoria.zarate@st.ieo.es

Peyronnet, Arnaud

European Commission _ DG MARE D2, Conservation and Control in the Mediterranean and the Black Sea, JII - 99 06/56JII - 99 06/56, B-1049 Brussels, Belgium
Tel: +32 2 2991 342, Fax: E-Mail: arnaud.peyronnet@ec.europa.eu

Rodríguez-Marín, Enrique

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Santander Promontorio de San Martín s/n, 39004 Santander Cantabria, Spain
Tel: +34 942 291 716, Fax: +34 942 27 50 72, E-Mail: rodriguez.marin@st.ieo.es

Santiago Burrutxaga, Josu

SCRS Chairman - Head of Tuna Research Area, AZTI-Tecnalia, Txatxarramendi z/g, 48395 Sukarrieta (Bizkaia) País Vasco, Spain
Tel: +34 94 6574000 (Ext. 497); 664303631, Fax: +34 94 6572555, E-Mail: jsantiago@azti.es; flarrauri@azti.es

JAPAN**Butterworth, Douglas S.**

Emeritus Professor, Department of Mathematics and Applied Mathematics, University of Cape Town Rondebosch, 7701, South Africa
Tel: +27 21 650 2343, Fax: +27 21 650 2334, E-Mail: doug.butterworth@uct.ac.za

Irie, Takahiro

Associate Researcher, Bluefin Tuna Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633, Japan
Tel: +81 54 336 6000, Fax: E-Mail: kairei@abelia.ocn.ne.jp

Itoh, Tomoyuki

Chef of Temperate Tuna Group, Bluefin tuna Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633, Japan
Tel: +81 54 336 6000, Fax: E-Mail: itou@fra.affrc.go.jp

Kimoto, Ai

Researcher, Bluefin Tuna Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633, Japan
Tel: +81 54 336 6000, Fax: E-Mail: aikimoto@affrc.go.jp

Nakatsuka, Shuya

Research Coordinator, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633, Japan
Tel: +81 54 336 6000, Fax: E-Mail: snakatsuka@affrc.go.jp

Rademeyer, Rebecca

MARAM, Department of Mathematics and Applied Mathematics, University of Cape Town Private Bag Rondebosch, 7700, South Africa
E-Mail: rebecca.rademeyer@gmail.com

Suzuki, Ziro

Associate Scientist, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633, Japan
Tel: +81 54 336 6000, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: zsuzuki@affrc.go.jp

Takeuchi, Yukio

Associate Director, Bluefin Tuna Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633, Japan
Tel: +81 54 336 6000, Fax: E-Mail: yukiot@fra.affrc.go.jp

Tominaga, Haruo

Assistant Director, International Affairs Division, Fisheries Agency, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries 1-2-1 Kasumigaseki, Chiyoda-ku, Tokyo 100-8907, Japan
Tel: +81 3 3502 8460, Fax: +81 3 3504 2649, E-Mail: haruo_tominaga@nm.maff.go.jp

Uozumi, Yuji

Visiting Scientist, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency 5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633, Japan
Tel: +81 54 336 6000, Fax: E-Mail: uozumi@affrc.go.jp

Yokawa, Kotaro

Research Coordinator, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency 5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633, Japan
Tel: +81 54 336 6000, E-Mail: yokawa@fra.affrc.go.jp

MEXICO**Ramírez López, Karina**

Jefe de Departamento DGAIPA-INAPESCA, Instituto Nacional de Pesca - SAGARPA, Av. Ejército Mexicano No.106 - Colonia Exhacienda, Ylang Ylang, C.P. 94298 Boca de Río Veracruz, Mexico
Tel: +52 22 9130 4518, Fax: +52 22 9130 4519, E-Mail: kramirez_inp@yahoo.com;

MOROCCO**Abid, Noureddine**

Responsable du programme de suivi et d'étude des ressources des grands pélagiques, Center Regional de L'INRH á Tanger/M'dig, B.P. 5268, 90000 Drabed Tanger, Morocco
Tel: +212 53932 5134, Fax: +212 53932 5139, E-Mail: abid.n@menara.ma; noureddine.abid65@gmail.com

Baibat, Sid Ahmed

Biologiste Charge de suivi des thonidés, Centre de Recherche Halieutique de Laayoune, Laayoune, Morocco
Tel: +212 66 129 8983, E-Mail: abdelmalekfaraj@yahoo.fr; baibat@hotmail.com

Ben Mhamed, Abdelouahed

Institut national de recherche halieutique, 2, Rue Tiznit, 20000 Casablanca, Morocco
Tel: +212 613 384 845, E-Mail: a.benmhamed@mail.com

Bensbai, Jilali

INRH/Laboratoires Centraux, sidi Abderrhman / Ain Diab, 20000 Casablanca, Morocco
Tel: +212 661 59 8386, E-Mail: jbensbai@gmail.com

Faraj, Abdelmalek

Directeur Général d l'Institut National de Recherche Halieutique, Institut National de Recherche Halieutique, Département des Ressources Halieutiques Centre de Sidi Abderrahmane, 20000 Casablanca, Morocco
Tel: +212 6 61079909, Fax: +212 6 61649185, E-Mail: faraj@ihrh.org.ma; abdelmalekfaraj@yahoo.fr

Oumarous, Mostapha

Institut National de recherche halieutique (INRH), Appartement 5, N86 Rue Ibn Farriss, 20000 Casablanca Maarif, Morocco
E-Mail: oumarous@hotmail.com

TUNISIA**Zarrad, Rafik**

Institut National des Sciences et Technologies de la Mer, BP 138 Mahdia 5199, Tunisia
Tel: +216 972 92 111, Fax: +216 73688602, E-Mail: rafik.zarrad@instm.rmt.tn

TURKEY**Ceyhan, Tevfik**

Associate Professor, Ege University, Faculty of Fishery 35100 Bornova Izmir, Turkey
Tel: +90 232 311 5212, Fax: +90 232 3747450, E-Mail: tevfik.ceyhan@ege.edu.tr; tevfikceyhan@gmail.com

Erdem, Ercan

Ministry of Food, Agriculture and Livestock, General Directorate of Fisheries and Aquaculture Eskisehir yolu 7 9.Km Lodumlu-Cankaya, Ankara, Turkey
Tel: +903 12287 3360, Fax: +903 12286 8451, E-Mail: ercan.erdem@tarim.gov.tr

Karakulak, Saadet

Faculty of Fisheries, Istanbul University Ordu Cad. N° 200, 34470 Laleli Istanbul, Turkey
Tel: +90 212 455 5700/16418, Fax: +90 212 514 0379, E-Mail: karakul@istanbul.edu.tr; bftsaadet@yahoo.com

UNITED STATES**Cadrin, Steven Xavier**

Associate Professor, SMAST - University of Massachusetts, Department of Fisheries Oceanography 200 Mill Road; Suite 325, Fairhaven, MA 02719, United States
Tel: +1 508 910 6358, E-Mail: scadrin@umassd.edu

Cass-Calay, Shannon

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149, United States
Tel: +1 305 361 4231, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: shannon.calay@noaa.gov

Díaz, Guillermo

NOAA-Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33021, United States
Tel: +1 305 898 4035, E-Mail: guillermo.diaz@noaa.gov

Kerr, Lisa

United States
Tel: +1 301 204 3385, E-Mail: lkerr@gnri.org

Lamkin, John

NOAA Fisheries Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149, United States
Tel: +1 305 519 6827, E-Mail: john.lamkin@noaa.gov

Lauretta, Matthew

NOAA Fisheries Southeast Fisheries Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149, United States
Tel: +1 305 361 4481, E-Mail: matthew.lauretta@noaa.gov

Muhling, Barbara

NOAA Fisheries Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149, United States
Tel: +1 305 321 0536, E-Mail: barbara.muhling@noaa.gov

Porch, Clarence E.

Chief, Sustainable Fisheries Division, Southeast Fisheries Science Center, National Marine Fisheries Service 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149, United States
Tel: +1 305 361 4232, Fax: +1 305 361 4219, E-Mail: clay.porch@noaa.gov

Secor, David

University of Maryland Center for Environmental Science, P.O. Box 38, MD Solomons 20688, United States
Tel: +1 410 326 7229, Fax: +1 410 326 7210, E-Mail: secor@cbl.umces.edu

Walter, John

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149, United States
Tel: +305 365 4114, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: john.f.walter@noaa.gov

OBSERVERS**FEDERATION OF MALTESE AQUACULTURE PRODUCERS – FMAP****Deguara, Simeon**

Research and Development Coordinator, Federation of Maltese Aquaculture Producers - FMAP, 61, St. Paul Street, VLT 1212 Valletta, Malta
Tel: +356 21223515 /21226268, Fax: +356 21241170, E-Mail: simeon.deguara@um.edu.mt

THE OCEAN FOUNDATION**Powers, Joseph E.**

The Ocean Foundation, 8465 SW 141 Street, Palmetto Bay, FL 33149, United States
Tel: +1 225 578 7659, Fax: +1 225 578 6513, E-Mail: jepowers@lsu.edu

WWF MEDITERRANEAN PROGRAMME – WWF**Quílez Badia, Gemma**

WWF Mediterranean Programme Office, c/ Carrer Canuda, 37 3er, 08002 Barcelona, Spain
Tel: +34 93 305 6252, Fax: +34 93 278 8030, E-Mail: gquilez@atw-wwf.org

EXTERNAL EXPERT

Campbell Robert, Davies

CSIRO Ocean & Atmosphere, CSIRO Marine Laboratories 7000 Hobart, Tas, Australia
Tel: +61 417 050 372, E-Mail: campbell.davies@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

Kell, Laurie

Mauricio, Ortiz

LIST OF DOCUMENTS

- SCRS/2014/072 Some Benchmarks Diagnostics. Kell L.
- SCRS/2014/101 Specifying and weighting scenarios for MSE robustness trials. Levontin, P., Leach, A.W., Holt, J. and Mumford, J.D.
- SCRS/2014/102 Match and mismatch: a few thoughts about the available bluefin prediction models for the Mediterranean area. Di Natale A.
- SCRS/2014/103 Larval bluefin tuna trophodynamics from Balearic Sea (WM) and Gulf of Mexico spawning ecosystems by stable isotope. Laiz-Carrión R., Gerard T., Uriarte A., Malca E., Quintanilla J.M., Mulling B., Alemany F., Lamkin J.T. and García, A.
- SCRS/2014/113 Update of the eastern and Mediterranean Atlantic bluefin tuna stock Bonhommeau. S., Kimoto A., Fromentin J.M., Kell L., Arrizabalaga H., Walter J.F., Ortiz de Urbina J., Zarrad R., Kitakado T., Takeuchi Y., Ortiz M. and Palma C.
- SCRS/2014/115 Catch-At-Size And Age Analyses For Atlantic Bluefin. Kell L.
- SCRS/2014/131 Synopsis of regional mixing levels for Atlantic bluefin tuna estimated from otolith stable isotope analysis, 2007-2014. Secor D.H.
- SCRS/2014/136 Campaña de mercado convencional y electrónico de atún rojo realizada en el estrecho de gibraltar según el diseño adoptado por el programa de investigación GBYP-ICCAT y desarrollado en el “Tagging GBYP-ICCAT 4ª fase, 2013 Serna J.M., D. Godoy, E. Belda, S. El Arraf, E. Majuelos, R. Sanchez, J. Mengual S. Saber, P. Muñoz
- SCRS/2014/137 Actividad trófica del atún rojo (*Thunnus thynnus*) en el Estrecho de Gibraltar. variabilidad y causas. Serna J.M., D. Godoy, E. Majuelos
- SCRS/2014/139 Contribution to the formulation of a report length/weight on biometric data recorded by the copies of tuna (*Thunnus thynnus*) caught in the months of May/June in the Mediterranean sea (Tyrrhenian). Cozzolino G, Pignalosa P. and Lombardo F.
- SCRS/2014/140 Bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) experimental tagging activity new applicator (smat) and biometric data survey by a synchronized scuba_video taping system, Malta channel-portoscuso Sardinia. Cozzolino G and Pignalosa P.
- SCRS/2014/141 Preliminary review of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) size and weight measures taken with stereo video cameras at caging operations in the Mediterranean sea 2014. Ortiz M.
- SCRS/2014/142 Report on the use of research mortality allowance by ICCAT GBYP in 2012, 2013 and the first part of 2014. Di Natale A.
- SCRS/2014/145 Eastern Bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) management using a Harvest Control rule based on precautionary approach and maximum sustainable yield principles. de Cárdenas E., Urtizberea A. and García D.
- SCRS/2014/147 In Situ Acoustic Observations of Atlantic bluefin tuna Melvin G.
- SCRS/2014/149 Can the parasites of the head of juvenile *Thunnus thynnus* help to identify its nursery areas in the Mediterranean Sea? Rodríguez-Llanos J., Palacio-Abella J., Culurgioni J., Mele S., Macías D., Garibaldi F., Rodríguez-Marín E., Sanna N., Garau S., Merella P., Garippa G., Montero F.E. and Addis P.

- SCRS/2014/150 Report of the age calibration exchange within the Atlantic Wide Research Programme for bluefin tuna (GBYP). Rodríguez-Marín E., Di Natale A., Quelle P., Ruiz M., Allman R., Bellodi A., Busawon D., Farley J., Garibaldi F., Ishihara T., Koob E., Lanteri L., Luque P.L., Marcone A., Megalofonou P., Milatou N., Pacicco A., Russo E., Sardenne F., Stagioni M., Tserpes G. and Vittori S.
- SCRS/2014/151 Una relación talla-peso estacional para el atún rojo, *Thunnus thynnus* (L.), del Atlántico oriental y Mediterráneo. Cort J.L., Estruch V.D., Di Natale A., Abid N. and de la Serna J.M.
- SCRS/2014/152 An application of an integrated stock assessment model (stock synthesis) to eastern Atlantic bluefin tuna stock. Irie T. and Takeuchi Y.
- SCRS/2014/153 A preliminary assessment of the status of the western Atlantic bluefin tuna stock (1970-2013). Lauretta M., Kimoto A., Porch C.E. and Hanke A.
- SCRS/2014/154 Bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) catches and size composition in the western Ligurian Sea (western Mediterranean) for the period 1990 - 2013. Garibaldi F.
- SCRS/2014/155 By-catch in the mesopelagic swordfish longline fishery in the Ligurian Sea (western Mediterranean). Garibaldi F.
- SCRS/2014/158 Bluefin tuna caught by Senegalese baitboat and landed in Dakar in 2013. Ngom Sow F. and Ndaw S.
- SCRS/2014/161 Bluefin tuna juveniles tagging in Croatia – some suggestions for improvement. Katavić I., Cinoti N., Grubišić L. and Tičina V.
- SCRS/2014/162 Preliminary evaluations of potential growth of fattened/farmed eastern bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from ICCAT farm size database. Ortiz M.
- SCRS/2014/164 Resultados de la encomienda de la SGP al IEO para el estudio del atún rojo (*Thunnus thynnus*) del stock del Atlántico este (que incluye el Mediterráneo) considerando las almadrabas españolas como observatorios científicos de la Serna J.M., Abascal F. Ortiz J.M^a, Godoy D. and Majuelos E.
- SCRS/2014/166 Direct assessment of juvenile Atlantic bluefin tuna: integrating sonar and aerial results in support of fishery-independent surveys. Vanderlaan A.S.M., Jech M., Weber T.C., Rzhanov Y. and Lutcavage M.E.
- SCRS/2014/167 A multitude of Byzantine era bluefin tuna and swordfish bones uncovered in Istanbul, Turkey. Puncher G.N, Onar V., Tokar N..Y. and Tinti F.
- SCRS/2014/168 Standardized CPUE of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught by Moroccan traps for the period 1986- 2014 Abid N., Benchoucha S., Malouli M., El Arraf S., El Fanichi C., Bensbai J. and Ben Mhamed A.
- SCRS/2014/169 An updated statistical catch-at-length assessment for eastern Atlantic bluefin tuna Butterworth D. S. and Rademeyer R. A.
- SCRS/2014/170 Evaluating the effect of Atlantic bluefin tuna movement on the perception of stock units Kerr L.A., Cadrin S.X., Secor D.H. and Taylor N.
- SCRS/2014/171 Synopsis of regional mixing levels for Atlantic bluefin tuna estimated from otolith stable isotope analysis, 2007-2014. Secor D.H.
- SCRS/2014/172 Revision to the catch-at-size and catch-at-age estimates of western Atlantic bluefin tuna used in the 2014 update assessment. Lauretta M.
- SCRS/2014/173 Feeding dynamics of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) larvae in the Gulf of Mexico. Llopiz J.K., Muhling B.A. and Lamkin J.T.

- SCRS/2014/174 Past, ongoing and future research on climate change impacts on tuna and billfishes in the western Atlantic. Muhling B.A., Liu Y, Lee S., Lamkin J.T., Malca E., Llopiz J., Ingram Jr. G.W., Quattro J.M., Walter J.F., Doering K., Roffer M.A. and Muller-Karger F.
- SCRS/2014/175 Age and growth of larval Atlantic bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, from the Gulf of Mexico. Malca E., Muhling B., Lamkin J., Ingram W., Gerard T., Tilley J. and Franks J.
- SCRS/2014/176 Do western Atlantic bluefin tuna spawn outside of the Gulf of Mexico? Results from a larval survey in the Atlantic ocean in 2013. Lamkin J.T., Muhling B.A., Malca E., Laiz-Carrión R., Gerard T., Privoznik S., Liu Y., Lee S., Ingram Jr. G.W., Roffer M.A., Muller-Karger F., Olascoaga J., Fiorentino L., Nero W. and Richards W.J.
- SCRS/2014/177 Using electronic tag data to provide transition matrices for movement inclusive population models. Galuardi B., Cadrin S.X., Kerr L., Miller J.T and Lutcavage M.
- SCRS/2014/178 Seventeen years and \$3 million dollars later: performance of psat tags deployed on Atlantic bluefin and bigeye tuna. Lutcavage M.E., Lam C. and Galuardi B.
- SCRS/2014/183 An assessment of the western stock of Atlantic bluefin tuna using a non-equilibrium surplus production model. Hanke, A.R.
- SCRS/2014/184 The WWF/GBYP multi-annual bluefin tuna electronic tagging program (2008-2013): repercussions for management. Quílez-Badia G., Ospina-Alvarez A., Sainz Trápaga S., Di Natale A., Abid N., Cermeño P. and Tudela S.
- SCRS/2014/185 Catch rates and catch size structure of the Balfegó purse seine fleet in Balearic waters from 2000 to 2014; two years of size frequency distribution based on video techniques. Gordo A.
- SCRS/2014/188 An updated statistical catch-at-length assessment for eastern Atlantic bluefin tuna. Butterworth D. S. and Rademeyer R. A.
- SCRS/2014/189 Conventional tagging of adult Atlantic bluefin tunas (*Thunnus thynnus*) by purse-seiners in the Mediterranean – methodological notes. Mariani A., Dell’Aquila M., Valastro M., Buzzi A. and Scardi M.
- SCRS/2014/194 Time to plan for the future of GBYP. ICCAT GBYP Steering Committee
- SCRS/2014/195 Updates on the SCAL assessment of eastern and western Atlantic bluefin tuna . Butterworth D. S. and Rademeyer R. A.
- SCRS/2014/200 Evaluating the change in evidence of alternative recruitment scenarios between the 2012 and 2014 western Bluefin VPA using model selection criteria. WBFT Group

SUMMARIES OF DOCUMENTS SUBMITTED TO THE GROUP***Biology***

Compilation of summaries of the working papers presented at the 2014 bluefin tuna stock assessment meeting in relation to biology.

SCRS/2014/053 Rev. A separated analysis by Atlantic bluefin tuna (ABFT) stock was conducted for weight (round weight, RWT) – length (straight fork length, SFL) relationships.

A Sensitivity analysis was run to see the influence of variance at size in the samples. Results showed that using the inverse weighted model seemed to be more appropriate. To mitigate unbalanced sampling due to data coming from seasonal fisheries targeting different fraction of the population and using several types of measurements, conversions using robust linear fitting, were used to obtain a common type of size and weight. A comparison was carried out between the expected size sampling distribution of a simulated bluefin-like population, if it were randomly selected using a completely non-selective gear, and the actual sampling. This exercise showed that the actual sampling and size coverage for the East ABFT is quite close to simulated population. For West ABFT actual sampling is highly influenced by size regulations being adequately sampled from 180 cm CFL upwards. The chosen model included original data plus conversions and weighting with the inverse variability, using the Gauss-Newton method. There was found almost no difference between both stocks for the RWT-SFL annual relationships with a difference of 6%. To account for seasonal effect A GLM model was used, where the scaled residuals were fitted against the size and month (factor). The predicted weight by month was estimated as an additional component in the exponent of the length-weight function by stock. As expected the absolute variations in weight are greater for larger fish. It seems that the spawning and feeding behaviour of bluefin tuna is being reflected by the estimated month variations. Another sensitivity analysis was run to compare present data base versus equal number of observations per size class. Sampling proportion did influence the estimation of weight-size relationship, with bigger AIC results for equal number of observations fit. Eastern weight at size comparison of quantile non-linear fit and least squares non-linear fit showed similar prediction.

SCRS/2014/102. Several efforts have been devoted to develop prediction or descriptive models for both bluefin spawning areas and larval distribution areas in the last ten years. The review of these papers shows matches and mismatches with the current knowledge, which are mostly the results of various approaches, the development of models on limited areas or the limitation in data availability. The complexity of the behaviour of bluefin tuna is clearly driven by many factors and the major problem is the limits we still have in our knowledge and understanding of the bluefin tuna, even in the Mediterranean Sea where this species is studied since many centuries. The good results obtained by models using real-time data does not necessarily imply that the same models can be extended to all Mediterranean areas, because bluefin tuna seems to use different strategies in different areas, possibly taking advantage of various suitable environmental conditions. The need to develop improved approaches for having more suitable models is the clear result of this overview.

SCRS/2014/103. The present study uses stable isotopes of nitrogen and carbon ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) as trophic indicators for Atlantic bluefin tuna larvae (BFT) (6-10 mm SL) in the highly contrasting environmental conditions of the Gulf of Mexico (GOM) and the Balearic Sea (MED). The study analyzes ontogenetic changes in the food sources and trophic levels (TL) of BFT larvae from each spawning habitat. The results discuss differences in the ontogenic dietary shifts observed in the BFT larvae from the GOM and MED as well as trophodynamic differences in relation to the microzooplanktonic baselines used for estimating trophic enrichment. Significant trophic differences between the GOM and MED larvae were observed in relation to $\delta^{15}\text{N}$ signatures in favour of the MED larvae, which may have important implications in their early life growth strategy.

SCRS/2014/137. The present paper shows the analysis performed from 264 stomach contents of bluefin tuna caught with baitboat in the Strait of Gibraltar. We grouped the results in two different periods of years: between 2008 year and 2010 year, and between 2011 year and 2013 year. The results confirmed similar composition in the diet for the two different periods of years analyzed. Thus, we observed for the three major taxa subject to predation: fish (52%), crustaceans (24%), mollusks (15%) and others (9%). However, there are differences in the specific composition of each taxon from certain percentage of prey species present within each one and there is a decrease in prey species present in each of the three above taxa for the second period of year analyzed. In any case the Strait of Gibraltar is confirmed as a known feeding area for bluefin tuna from August to March. Also, the causes of this phenomenon are presented and its variability depends on several factors: outcrops, tidal currents, internal waves, “hileros”, etc. These results confirm the generalist and opportunistic feeding strategy of this species that accommodates feeding throughout water column.

SCRS/2014/140. The company Oceanis srl, as part of the assignment of the Ministry of Agriculture and Forestry, General Directorate of Fisheries and Aquaculture, Italy, for the implementation of the national observation program for the fishing season for bluefin tuna in 2013, has carried out on 435 bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught in the Mediterranean during the months of May and June, obtaining biometric data on the length of the curve to the fork and the whole weight. Analysis of the data was converted into a relation size / weight expressed by the equation of the trend line: $RWT = 2.71828 * 10^{-5} * CFL^{2.9312}$, with a correlation coefficient $R^2 = 0.9701$

SCRS/2014/149. Between 2009 and 2013, the head region of 102 juveniles of Atlantic Bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L.) caught in four nursery areas of the Mediterranean Sea (Balearic Sea, Ionian Sea, Ligurian Sea and Tyrrhenian Sea) were analysed for parasites. Eleven parasite species were found: *Capsala magronum*, *C. onchidiocotyle*, *C. paucispinosa*, *Nasicola klawei*, *Hexostoma thynni*, *Didymocystis* sp. 2 (sensu Rodríguez-Marín et al., 2008), *Didymosulcus* sp. 2 (sensu Rodríguez-Marín et al. 2008), *Didymosulcus wedlii*, *Didymozoon pretiosus*, *Nematobothriinae* gen. sp. and *Wedlia* sp. The prevalence of some food-borne parasites (*Didymocystis* sp. 2, *D. pretiosus*, *Nematobothriinae* gen. sp. and *Wedlia* sp.) had significant differences between localities ($p \leq 0.05$). The results showed that the parasite fauna of juvenile tunas is not homogeneously distributed in the Mediterranean Sea: parasite assemblages differed between hosts from the Balearic, Ionian, Ligurian, and Tyrrhenian seas, suggesting parasites as possible tags to identify the different tuna populations from the corresponding nursery areas.

SCRS/2014/150. A good exchange participation with 21 readers from 13 laboratories contributed interpreting images of paired calcified structures, otoliths and spines, coming from the same specimen. The mean coefficient of variation and average per cent error were around 20 and 15 respectively. Precision was lower for inexperienced readers than for experienced ones, being experience a major factor in the age interpretation from otoliths viewed under reflected light and for large specimens using spines under transmitted light. There was generally good agreement in the ageing among different structures coming from the same specimen. Otoliths aged using different types of light showed a good agreement with no significant bias ($p > 0.05$), while spine showed no sign of bias with respect to otoliths viewed under transmitted light ($p > 0.05$) but a slight under ageing when compared with reflected light otoliths ($p < 0.05$), with these differences been found in specimens older than 14 years, for which the number of samples was very small. Further standardization of age reading criteria between laboratories and a description of the annual formation of otolith edge type is needed.

SCRS/2014/151 presents a length-weight relationship for ABFT in the eastern Atlantic and Mediterranean ($RW = 0.0000192 SFL^{3.008364}$; Ec 1), based on samples of ABFT pre-spawners collected by the Atlantic traps of Morocco and Spain in the Strait of Gibraltar and a set of samples of juvenile fishes from ICCAT-GBYP. The model Ec 1, together with the model used for the eastern stock assessment ($RW = 0.000019607 SFL^{3.0092}$; Ec 2) and a new proposal ($RW = 0.0000315551 SFL^{2.898454}$; EAST) are analyzed in using a bi-variant sample (SFL (cm), RW (kg)) of 474 pairs of data of pre-spawners + juveniles fish from GBYP. The result of the analysis indicates that the model EAST clearly underestimates the weight of spawning ABFTs and that model Ec 2 overestimates it slightly, being model Ec 1 that best explains the data of the sample. The result of the classical statistical analysis is confirmed by means of the quantile regression technique. Other indicators also conclude that the model EAST gradually underestimates the weight of ABFTs spawners (of 2-3 m) by 8-12 %, and does not meet the criterion that for $RW = 725$ kg (W_{max}), $SFL = 319.93 \pm 11.3$ cm (L_{max}).

SCRS/2014/158. This paper describes bluefin tuna caught by Senegalese baitboat and landed in Dakar in 2013. Bluefin tuna were fished in Mauritania area around the latitude 18° and longitude 17° in December 2013. Biological samples were collected and used by GBYP biological studies. In total, 23 specimens were unloaded in Dakar port during the fourth quarter of 2013. The total catches were 5 800 kg. Sizes varied between 223 and 272 cm. Authors suggest that the presence of bluefin in this southern area could be linked to trophic migration of prey and environmental changes. More attention should be devoted in Mauritanian area, since in 2010 there was also accidental catch of bluefin tuna in the same area by Spanish baitboat based in Dakar (SCRS/2010/113).

SCRS/2014/171. Over the past ten years, several international groups have estimated stock mixing levels for Atlantic bluefin tuna from otolith stable isotope analysis. Mixing levels for important management regions are summarized from recent SCRS reports and publications for the period 2007-2014. Lack of mixing between the two principal stocks for Gulf of Mexico, Gulf of St. Lawrence, Eastern Atlantic, and Mediterranean samples is consistent with stock mixing patterns for samples collected 1990-2002. In contrast, recent analyses show diminished contributions by the Mediterranean population to US mid-Atlantic aggregations of juveniles and evidence of small but significant contributions by this population to Canadian fisheries, likely the result of

increased selection for smaller sized fish in the Canadian Maritimes. A gap in our current understanding on mixing and western stock sustainability is lack of information for Gulf of Maine commercial category bluefin tuna. Mixing levels in the US Mid-Atlantic, Canadian Maritimes, and North Central Atlantic show non-stationary dynamics, meriting additional sampling and analysis for these regions in the coming years.

SCRS/2014/173. A surprising gap in our knowledge of the early life history of Atlantic bluefin tuna larvae spawned in the Gulf of Mexico has been an understanding of their feeding success and diets. Here we report preliminary results on the feeding habits and feeding success of bluefin larvae collected during two years in the Gulf of Mexico. Daytime feeding incidence (the proportion of larvae with prey in their guts), which can be used to indicate the degree to which larvae are feeding successfully, was 94% overall and 100% for larvae >4 mm in length. Diets shifted from copepod nauplii at the earliest stages to a mixture of prey types that predominantly consisted of calanoid copepods, cladocerans, and appendicularians—the last of these having never been observed in the diets of other bluefin species or those of Mediterranean-spawned Atlantic bluefin larvae. Piscivory (consuming other fish larvae) began at lengths ~6 mm and was observed in 71% of larvae 8–10 mm in length. Such a small size at onset of piscivory, as well as high incidence of piscivory, greatly contrasts with bluefin larvae in the Mediterranean where piscivory has not yet been observed.

SCRS/2014/174. Climate change is likely to impact migration, spawning and recruitment of Atlantic tunas and billfishes, however potential responses and mechanisms remain largely unknown. A multidisciplinary, multi-agency research group has been using a combination of historical environmental and biological data, ecological experiments and climate modeling work to begin to address this knowledge gap. A summary of research activities over the past ~4 years is presented here. Results to date suggest that responses of highly migratory tunas and billfishes are likely to be species-specific. Temperate species such as Atlantic bluefin tuna are potentially most vulnerable. In order to estimate future trends in recruitment, an understanding of the basic ecology of early life history stages is vital, but has frequently been neglected in previous research. Collaborations across disciplines between ecologists, modelers and other researchers have allowed us to link smaller-scale laboratory studies with regional-scale models of environmental change, and to move towards development of species-specific impact models.

SCRS/2014/175. Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) are highly pelagic, undertaking extensive migrations throughout the Atlantic. They spawn primarily in the Mediterranean Sea and Gulf of Mexico. Despite 30 years of ichthyoplankton surveys in the Gulf of Mexico little is known about bluefin early life history and larval growth. In this study, we describe preliminary age-length relationships for larval Atlantic bluefin tuna using otolith microincrement analysis. Larvae were collected from plankton tows in the Gulf of Mexico in April-May 2012. Otoliths (sagittae) were dissected from 50 larvae, ranging from 2.4 to 7.4 mm (NL or SL) with ages from 4-15 days. From these data we developed new growth curves for the Gulf of Mexico. Growth was highly variable at a given length, which likely reflects environmental variability encountered in the dynamic oceanographic environment of the Gulf of Mexico. Results will improve the annual larval index, which currently uses an age-length relationship based on specimens collected solely off South Florida more than 30 years ago.

SCRS/2014/176. In 2013, a larval survey was conducted north and east of the Bahamas aboard the NOAA Ship NANCY FOSTER. Sampling areas were selected based on larval habitat model predictions, and daily satellite analysis of surface temperature and ocean color. Samples were collected at 97 stations, and 18 larval BFT (*Thunnus thynnus*) were found at 9 stations. Six of these stations came from oceanographically complex regions characterized by cyclonic and anticyclonic gyres. Larvae ranged in size from 3.22mm to 7.58 mm, corresponding to approximately 5-12 days in age. Analysis of satellite derived surface currents and CTD data suggest that these larvae were spawned and retained in this area. Larval habitat models show areas of high predicted abundance extending east to 65° W, but the actual extent of spawning in this area remains unknown.

WESTERN BLUEFIN TUNA 2014 BASE VPA PROGRAM FILES

A. VPA-2Box Control File

```

#-----
#--          CONTROL FILE FOR PROGRAM VPA-2BOX, Version 3.0          ---
#-----
# INSTRUCTIONS: the control options are entered in the order specified.
# Additional comment lines may be inserted anywhere in this
# file provided they are preceded by a # symbol in the FIRST
# column, otherwise the line is perceived as free-format data.
#-----
#
#-----
# TITLES AND FILE NAMES (MUST BE PLACED WITHIN SINGLE QUOTES)
#-----
#|-----must be 50 characters or less-----|
'BFT West 1970 to 2013 Continuity 16+ '          TITLE OF RUN
'BFTW2014.D01'          DATA FILE NAME (INPUT)
'BFTW2014.P01'          PARAMETER SPECIFICATION FILE (INPUT)
'BFTW2014.R01'          RESULTS FILE NAME (OUTPUT)
'BFTW2014.E01'          PARAMETER ESTIMATE FILE NAME (OUTPUT)
'BFTW2014.SPD'          SPREADSHEET FRIENDLY RESULTS (OUTPUT)
'none'          TAGGING DATA FILE (INPUT)
#-----
# MODEL TYPE OPTIONS
#-----
1          NUMBER OF ZONES (1 OR 2)
1          MODEL_TYPE (1=DIFFUSION, 2=OVERLAP)
#-----
# TAGGING DATA SWITCH
#-----
# tagging data switch (0=do not use tagging data, 1=use tagging data)
# | weighting factor for modifying importance of tagging data in objective function
# | | tag timing factors
# | | |
0 1.0 0 0          TAGGING MODEL CONTROLS
#-----
# SEARCH ALGORITHM CONTROLS
#-----
-677 RANDOM NUMBER SEED
50 MAXIMUM NUMBER OF AMOEBASIMPLEX SEARCH RESTARTS
10 NUMBER OF CONSECUTIVE RESTARTS THAT MUST VARY BY LESS THAN 1% TO STOP
SEARCH
0.4 PDEV (standard deviation controlling vertices for Initial simplex of each restart)
#-----
# INDEX WEIGHTING CONTROLS
#-----
1 SCALE (DIVIDE INDEX VALUES BY THEIR MEAN)- ANY VALUE > 0 = YES
1.0 INDEX WEIGHTING:(0)INPUT CV's, (+)DEFAULT CV, (-)DEFAULT STD. DEV., (999)MLE
0 (0) MULTIPLICATIVE VARIANCE SCALING FACTOR or (1) ADDITIVE VARIANCE
SCALING FACTOR
#-----
# CONSTRAINT ON Vulnerability (PARTIAL RECRUITMENT)
#-----
# apply this penalty to the last N years (SET N = 0 TO IGNORE)
# | standard deviation controlling the severity of the penalty
# | | first age affected
# | | | last age affected

```

```

#| | | |
 3.5 1 15 LINKS THE VULNERABILITIES IN THE LAST N YEARS
#-----
# CONSTRAINTS ON RECRUITMENT
#-----
# apply this penalty to the last N years (SET N = 0 TO IGNORE)
#| standard deviation controlling the severity of the penalty
 0.1 LINKS THE RECRUITMENTS IN THE LAST N YEARS
 0.1 1 LINKS THE RECRUITMENTS OF THE TWO STOCKS
#|
# ratio of stock (sex) 1 to stock (sex) 2 {a value of 1 means a 1:1 ratio}
#-----
# CONSTRAINT ON SPAWNER-RECRUIT RELATIONSHIP
#-----
# PDF of spawner-recruit penalty: 0=none, 1=lognormal, 2=normal (-)=estimate sigma by MLE
#| first and last years to use in fitting (in terms of recruits)
#| |
 0 1971 1998 PENALIZES DEPARTURES FROM BEVERTON AND HOLT STOCK-RECRUIT
CURVE
# (note: check the parameter file to make sure you are estimating the S/R
# parameters when pdf not 0, or not estimating them when pdf=0)
#-----
# PARAMETER ESTIMATION OPTIONS
#-----
 2 OPTION TO USE (1) F'S OR (2) N'S AS TERMINAL YEAR PARAMETERS
-1 ESTIMATE Q IN (+) SEARCH or (<0) by concentrated MLE's
#-----
# BOOTSTRAP ANALYSES
#-----
# Number of bootstraps to run (negative value = do a parametric bootstrap)
#| Use Stine correction to inflate bootstrap residuals (0=NO)
#| | File Output Toggle (- number ASCII, + number BIN)
#| | |
 0 1 1 BOOTSTRAP OPTION
#-----
# RETROSPECTIVE ANALYSES (CANNOT DO RETROSPECTIVE ANALYSES AND BOOTSTRAPS
AT SAME TIME)
#-----
 0 NUMBER OF YEARS TO GO BACK FOR RETROSPECTIVE ANALYSES
@@EOF@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@
@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@@

```

B. VPA 2-Box Data File

#####

DATA FILE FOR PROGRAM VPA-2BOX, Version 3.0

The data and specifications are entered in the order indicated

by the existing comments. Additional comments must be preceded by a # symbol

in the first column, otherwise the line is perceived as free format input.

#####

1970 2013 FIRST AND LAST YEAR

1 16 16 16 FIRST AGE, LAST AGE, PLUSGROUP AGE, Expanded plusgroup

#####

BEGIN INPUT FOR ZONE/STOCK 1

#####

16

6 SPAWNING SEASON (elapsed months, 0 is beginning of 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

0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 1 1

1 1 1 FECUNDITY MODIFIER (MATURITY) AT AGE

50 CHARACTER TITLE WITHIN SINGLE QUOTES ' ' ----->] PDF OF CATCH

| | SIGMA CATCH

'Western Bluefin Tuna Assessment' 0 .1

=====

NOW ENTER THE CATCH-AT-AGE DATA. ROW=YEAR, COLUMN=AGE

=====

#YEAR	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
1970 58920	13	14	15	16	6528	1430	463	161	43	259	435	436
	655	732	593	1299								
1971 62033	1030	1090	968	2078	456	865	1357	1661	1180	758	805	797
	1030	1090	968	2078								
1972 45351	730	1053	929	2372	3963	1222	92	470	465	292	185	403
	730	1053	929	2372								
1973 5065	643	696	587	2103	2254	2443	387	652	1270	829	265	506
	643	696	587	2103								
1974 55806	600	2027	1425	7855	2972	1448	640	739	595	609	869	516
	600	2027	1425	7855								
1975 43303	1080	1202	1395	4813	907	709	283	253	419	775	1290	1058
	1080	1202	1395	4813								
1976 5532	1802	2179	2176	6992	2743	1062	200	117	702	679	480	844
	1802	2179	2176	6992								
1977 1508	830	1157	1619	8751	7931	2699	2592	546	309	607	947	971
	830	1157	1619	8751								
1978 5564	536	588	1181	9324	8281	7341	1392	447	405	252	208	348
	536	588	1181	9324								
1979 2828	771	1137	1525	8423	9754	1861	2843	1946	554	349	359	458
	771	1137	1525	8423								
1980 3246	620	685	1088	9286	4129	1552	2327	4658	3447	973	599	584
	620	685	1088	9286								
1981 6290	833	737	611	7370	5692	3462	2613	2191	2271	2470	1392	1101
	833	737	611	7370								
1982 3608	458	239	176	1603	245	460	490	391	297	500	662	600
	458	239	176	1603								
1983 3474	739	705	463	2717	615	860	705	1102	953	773	682	585
	739	705	463	2717								
1984 1126	676	858	551	1775	2005	1577	927	451	521	642	702	743
	676	858	551	1775								
1985 776	834	794	1066	2194	3523	3880	1957	728	480	436	457	612
	834	794	1066	2194								
1986 967	607	670	863	2701	1437	1177	1136	657	436	381	303	366
	607	670	863	2701								

1987	2326	12579	8766	4517	3830	3741	1240	1316	985	1037	507	414
	441	492	501	1578								
1988	4935	9303	11087	3821	3362	3299	3132	1575	1064	926	902	619
	546	523	526	1765								
1989	842	12925	1542	3104	2519	1480	1621	2160	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	1944	1484	1836	1727	1536	1457	1110	902
	628	583	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	831	569
	472	360	286	1326								
1994	2052	720	1235	2140	2516	1828	1154	1519	2232	1082	937	793
	469	399	257	1076								
1995	933	1347	3242	2979	2860	4258	1310	609	883	1584	1015	637
	505	402	366	1549								
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	725
	681	731	486	1437								
1999	102	560	1946	1849	1760	799	743	1817	1402	1803	1879	1677
	1096	735	577	1583								
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	1193	1319
	1282	1068	753	1481								
2002	847	5559	4081	4528	4581	1305	990	2962	2542	1576	1124	949
	1124	1056	957	1632								
2003	283	2704	4521	3661	1874	1466	327	1314	2155	1633	853	444
	585	570	648	1424								
2004	814	2674	6944	2586	2752	2907	1454	1522	999	1018	769	582
	492	336	331	1139								
2005	721	4890	2470	2561	1083	840	688	977	840	703	992	1041
	653	424	405	1146								
2006	211	630	1245	1746	2452	2004	1063	1073	1373	1253	914	775
	572	397	520	1380								
2007	65	258	6687	9284	2119	1794	1214	664	575	353	469	402
	341	270	253	856								
2008	85	788	2292	2102	6401	1614	1797	1829	1190	850	677	415
	376	272	364	1059								
2009	72	222	2192	1194	987	4540	1559	713	986	876	705	476
	337	387	409	1217								
2010	66	1097	840	1830	635	632	691	1901	730	995	1094	629
	439	438	471	1262								
2011	3	560	1617	1592	2055	1261	556	2789	2172	643	624	614
	540	431	343	1178								
2012	110	404	1854	1212	466	606	692	718	1231	1614	1144	476
	489	388	419	1143								
2013	48	268	557	1254	196	555	588	957	601	599	923	792
	509	352	354	999								

-1 end of catch data

=====

NOW ENTER IN THE ABUNDANCE INDEX SPECIFICATIONS

=====

#INDEX PDF (0= do not use,1=lognormal, 2=normal)

#| | UNITS (1 = numbers, 2 = biomass)

#| | | VULNERABILITY (1=fixed, 2=frac.catches, 3=part. catches, 4=Butt. & Gero.

#| | | | TIMING (-1=average, +integer = number of months elapsed)

#| | | | | FIRST TO LAST AGE INDEX TITLE (IN SINGLE QUOTES)

1 1 1 4 -1 8 16 'CAN_GSL'

2 1 1 4 -1 5 16 'CAN_SWNS'

3	1	1	4	-1	1	5	'US_RR<145'
4	1	1	4	-1	2	3	'US_RR_66_114'
5	1	1	4	-1	4	5	'US_RR_115_144'
6	0	1	4	-1	6	8	'US_RR_145_177'
7	1	1	4	-1	10	16	'US_RR>195'
8	0	1	4	-1	10	16	'US_RR>195_COMB'
9	1	1	4	-1	8	16	'US_RR>177'
10	1	1	4	0	2	16	'JLL_AREA_2_(WEST)'
11	0	1	4	0	2	16	'JLL_AREA_3_(31+32)'
12	0	1	4	0	2	16	'JLL_AREAS_17+18'
13	1	2	4	-1	9	16	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
14	1	1	4	0	9	16	'GOM_PLL_1-6'
15	1	1	4	0	9	16	'JLL_GOM'
16	1	1	1	-1	1	3	'TAGGING'

-1 end index specifications

=====

NOW ENTER IN THE INDICES OF ABUNDANCE

=====

#ID	YEAR	INDEX	CV	INDEX_NAME
1	1970	-999	-999	'CAN_GSL'
1	1971	-999	-999	'CAN_GSL'
1	1972	-999	-999	'CAN_GSL'
1	1973	-999	-999	'CAN_GSL'
1	1974	-999	-999	'CAN_GSL'
1	1975	-999	-999	'CAN_GSL'
1	1976	-999	-999	'CAN_GSL'
1	1977	-999	-999	'CAN_GSL'
1	1978	-999	-999	'CAN_GSL'
1	1979	-999	-999	'CAN_GSL'
1	1980	-999	-999	'CAN_GSL'
1	1981	1.32	0.16	'CAN_GSL'
1	1982	0.60	0.38	'CAN_GSL'
1	1983	1.54	0.10	'CAN_GSL'
1	1984	0.85	0.09	'CAN_GSL'
1	1985	0.21	0.23	'CAN_GSL'
1	1986	0.24	0.22	'CAN_GSL'
1	1987	0.32	0.32	'CAN_GSL'
1	1988	0.53	0.25	'CAN_GSL'
1	1989	0.65	0.28	'CAN_GSL'
1	1990	0.19	0.27	'CAN_GSL'
1	1991	0.65	0.22	'CAN_GSL'
1	1992	1.45	0.20	'CAN_GSL'
1	1993	0.90	0.13	'CAN_GSL'
1	1994	0.25	0.13	'CAN_GSL'
1	1995	0.72	0.09	'CAN_GSL'
1	1996	0.08	0.20	'CAN_GSL'
1	1997	0.13	0.17	'CAN_GSL'
1	1998	0.24	0.15	'CAN_GSL'
1	1999	0.42	0.12	'CAN_GSL'
1	2000	0.32	0.13	'CAN_GSL'
1	2001	0.29	0.16	'CAN_GSL'
1	2002	0.45	0.13	'CAN_GSL'
1	2003	0.83	0.09	'CAN_GSL'
1	2004	1.08	0.10	'CAN_GSL'
1	2005	1.04	0.08	'CAN_GSL'
1	2006	1.14	0.09	'CAN_GSL'
1	2007	2.28	0.15	'CAN_GSL'

1	2008	1.74	0.11	'CAN_GSL'
1	2009	2.56	0.16	'CAN_GSL'
1	2010	-999	-999	'CAN_GSL'
1	2011	3.70	0.11	'CAN_GSL'
1	2012	5.62	0.11	'CAN_GSL'
1	2013	4.81	0.09	'CAN_GSL'
2	1970	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1971	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1972	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1973	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1974	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1975	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1976	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1977	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1978	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1979	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1980	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1981	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1982	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1983	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1984	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1985	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1986	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1987	-999	-999	'CAN_SWNS'
2	1988	13.86	0.19	'CAN_SWNS'
2	1989	13.03	0.18	'CAN_SWNS'
2	1990	12.32	0.18	'CAN_SWNS'
2	1991	9.51	0.19	'CAN_SWNS'
2	1992	9.41	0.18	'CAN_SWNS'
2	1993	6.09	0.19	'CAN_SWNS'
2	1994	7.28	0.18	'CAN_SWNS'
2	1995	7.04	0.19	'CAN_SWNS'
2	1996	5.56	0.18	'CAN_SWNS'
2	1997	4.48	0.17	'CAN_SWNS'
2	1998	7.95	0.17	'CAN_SWNS'
2	1999	10.82	0.18	'CAN_SWNS'
2	2000	4.66	0.18	'CAN_SWNS'
2	2001	9.37	0.19	'CAN_SWNS'
2	2002	11.49	0.18	'CAN_SWNS'
2	2003	15.90	0.18	'CAN_SWNS'
2	2004	9.15	0.19	'CAN_SWNS'
2	2005	10.55	0.17	'CAN_SWNS'
2	2006	11.66	0.18	'CAN_SWNS'
2	2007	9.48	0.18	'CAN_SWNS'
2	2008	13.65	0.20	'CAN_SWNS'
2	2009	10.57	0.18	'CAN_SWNS'
2	2010	9.18	0.21	'CAN_SWNS'
2	2011	10.43	0.21	'CAN_SWNS'
2	2012	9.66	0.20	'CAN_SWNS'
2	2013	5.34	0.19	'CAN_SWNS'
3	1970	-999	-999	'US_RR<145'
3	1971	-999	-999	'US_RR<145'
3	1972	-999	-999	'US_RR<145'
3	1973	-999	-999	'US_RR<145'
3	1974	-999	-999	'US_RR<145'
3	1975	-999	-999	'US_RR<145'
3	1976	-999	-999	'US_RR<145'
3	1977	-999	-999	'US_RR<145'
3	1978	-999	-999	'US_RR<145'
3	1979	-999	-999	'US_RR<145'
3	1980	0.80	0.43	'US_RR<145'
3	1981	0.40	0.52	'US_RR<145'
3	1982	2.10	0.33	'US_RR<145'
3	1983	1.11	0.26	'US_RR<145'
3	1984	-999	-999	'US_RR<145'
3	1985	0.63	0.64	'US_RR<145'
3	1986	0.78	0.43	'US_RR<145'
3	1987	1.22	0.40	'US_RR<145'
3	1988	0.99	0.38	'US_RR<145'
3	1989	0.99	0.43	'US_RR<145'
3	1990	0.90	0.34	'US_RR<145'
3	1991	1.26	0.35	'US_RR<145'
3	1992	0.82	0.42	'US_RR<145'
3	1993	-999	-999	'US_RR<145'
3	1994	-999	-999	'US_RR<145'
3	1995	-999	-999	'US_RR<145'

3	1996	-999	-999	'US_RR<145'
3	1997	-999	-999	'US_RR<145'
3	1998	-999	-999	'US_RR<145'
3	1999	-999	-999	'US_RR<145'
3	2000	-999	-999	'US_RR<145'
3	2001	-999	-999	'US_RR<145'
3	2002	-999	-999	'US_RR<145'
3	2003	-999	-999	'US_RR<145'
3	2004	-999	-999	'US_RR<145'
3	2005	-999	-999	'US_RR<145'
3	2006	-999	-999	'US_RR<145'
3	2007	-999	-999	'US_RR<145'
3	2008	-999	-999	'US_RR<145'
3	2009	-999	-999	'US_RR<145'
3	2010	-999	-999	'US_RR<145'
3	2011	-999	-999	'US_RR<145'
3	2012	-999	-999	'US_RR<145'
3	2013	-999	-999	'US_RR<145'
4	1970	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1971	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1972	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1973	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1974	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1975	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1976	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1977	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1978	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1979	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1980	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1981	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1982	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1983	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1984	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1985	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1986	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1987	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1988	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1989	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1990	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1991	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1992	-999	-999	'US_RR_66_114'
4	1993	1.10	0.36	'US_RR_66_114'
4	1994	0.26	0.45	'US_RR_66_114'
4	1995	1.11	0.35	'US_RR_66_114'
4	1996	1.63	0.38	'US_RR_66_114'
4	1997	2.37	0.33	'US_RR_66_114'
4	1998	1.39	0.37	'US_RR_66_114'
4	1999	1.33	0.43	'US_RR_66_114'
4	2000	0.95	0.50	'US_RR_66_114'
4	2001	0.46	0.35	'US_RR_66_114'
4	2002	1.48	0.40	'US_RR_66_114'
4	2003	0.41	0.35	'US_RR_66_114'
4	2004	2.23	0.32	'US_RR_66_114'
4	2005	2.18	0.32	'US_RR_66_114'
4	2006	0.58	0.35	'US_RR_66_114'
4	2007	0.45	0.31	'US_RR_66_114'
4	2008	0.35	0.33	'US_RR_66_114'
4	2009	0.35	0.33	'US_RR_66_114'
4	2010	0.61	0.33	'US_RR_66_114'
4	2011	0.80	0.35	'US_RR_66_114'
4	2012	0.40	0.41	'US_RR_66_114'
4	2013	0.55	0.36	'US_RR_66_114'
5	1970	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1971	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1972	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1973	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1974	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1975	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1976	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1977	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1978	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1979	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1980	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1981	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1982	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1983	-999	-999	'US_RR_115_144'

5	1984	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1985	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1986	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1987	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1988	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1989	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1990	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1991	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1992	-999	-999	'US_RR_115_144'
5	1993	0.99	0.41	'US_RR_115_144'
5	1994	0.26	0.55	'US_RR_115_144'
5	1995	0.63	0.41	'US_RR_115_144'
5	1996	0.73	0.48	'US_RR_115_144'
5	1997	0.24	0.48	'US_RR_115_144'
5	1998	0.90	0.38	'US_RR_115_144'
5	1999	0.77	0.51	'US_RR_115_144'
5	2000	1.27	0.56	'US_RR_115_144'
5	2001	1.36	0.39	'US_RR_115_144'
5	2002	2.60	0.45	'US_RR_115_144'
5	2003	0.59	0.39	'US_RR_115_144'
5	2004	0.67	0.38	'US_RR_115_144'
5	2005	0.63	0.38	'US_RR_115_144'
5	2006	1.46	0.38	'US_RR_115_144'
5	2007	1.48	0.35	'US_RR_115_144'
5	2008	1.38	0.36	'US_RR_115_144'
5	2009	0.39	0.40	'US_RR_115_144'
5	2010	1.24	0.37	'US_RR_115_144'
5	2011	1.27	0.41	'US_RR_115_144'
5	2012	1.11	0.46	'US_RR_115_144'
5	2013	1.04	0.43	'US_RR_115_144'
6	1970	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1971	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1972	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1973	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1974	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1975	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1976	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1977	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1978	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1979	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1980	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1981	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1982	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1983	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1984	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1985	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1986	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1987	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1988	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1989	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1990	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1991	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1992	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	1993	0.31	3.74	'US_RR_145_177'
6	1994	0.38	3.12	'US_RR_145_177'
6	1995	1.33	1.78	'US_RR_145_177'
6	1996	0.70	2.72	'US_RR_145_177'
6	1997	0.46	3.05	'US_RR_145_177'
6	1998	0.36	3.46	'US_RR_145_177'
6	1999	1.07	2.06	'US_RR_145_177'
6	2000	0.96	2.06	'US_RR_145_177'
6	2001	3.42	2.57	'US_RR_145_177'
6	2002	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	2003	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	2004	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	2005	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	2006	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	2007	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	2008	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	2009	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	2010	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	2011	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	2012	-999	-999	'US_RR_145_177'
6	2013	-999	-999	'US_RR_145_177'
7	1970	-999	-999	'US_RR>195'
7	1971	-999	-999	'US_RR>195'

7	1972	-999	-999	'US_RR>195'
7	1973	-999	-999	'US_RR>195'
7	1974	-999	-999	'US_RR>195'
7	1975	-999	-999	'US_RR>195'
7	1976	-999	-999	'US_RR>195'
7	1977	-999	-999	'US_RR>195'
7	1978	-999	-999	'US_RR>195'
7	1979	-999	-999	'US_RR>195'
7	1980	-999	-999	'US_RR>195'
7	1981	-999	-999	'US_RR>195'
7	1982	-999	-999	'US_RR>195'
7	1983	2.81	0.10	'US_RR>195'
7	1984	1.25	0.19	'US_RR>195'
7	1985	0.86	0.30	'US_RR>195'
7	1986	0.50	1.10	'US_RR>195'
7	1987	0.53	0.48	'US_RR>195'
7	1988	0.94	0.36	'US_RR>195'
7	1989	0.76	0.36	'US_RR>195'
7	1990	0.63	0.34	'US_RR>195'
7	1991	0.82	0.28	'US_RR>195'
7	1992	0.91	0.28	'US_RR>195'
7	1993	-999	-999	'US_RR>195'
7	1994	-999	-999	'US_RR>195'
7	1995	-999	-999	'US_RR>195'
7	1996	-999	-999	'US_RR>195'
7	1997	-999	-999	'US_RR>195'
7	1998	-999	-999	'US_RR>195'
7	1999	-999	-999	'US_RR>195'
7	2000	-999	-999	'US_RR>195'
7	2001	-999	-999	'US_RR>195'
7	2002	-999	-999	'US_RR>195'
7	2003	-999	-999	'US_RR>195'
7	2004	-999	-999	'US_RR>195'
7	2005	-999	-999	'US_RR>195'
7	2006	-999	-999	'US_RR>195'
7	2007	-999	-999	'US_RR>195'
7	2008	-999	-999	'US_RR>195'
7	2009	-999	-999	'US_RR>195'
7	2010	-999	-999	'US_RR>195'
7	2011	-999	-999	'US_RR>195'
7	2012	-999	-999	'US_RR>195'
7	2013	-999	-999	'US_RR>195'
8	1970	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1971	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1972	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1973	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1974	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1975	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1976	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1977	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1978	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1979	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1980	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1981	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1982	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1983	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1984	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1985	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1986	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1987	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1988	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1989	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1990	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1991	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1992	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1993	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1994	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1995	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1996	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1997	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1998	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	1999	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	2000	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	2001	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	2002	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	2003	-999	-999	'US_RR>195_COMB'

8	2004	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	2005	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	2006	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	2007	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	2008	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	2009	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	2010	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	2011	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	2012	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
8	2013	-999	-999	'US_RR>195_COMB'
9	1970	-999	-999	'US_RR>177'
9	1971	-999	-999	'US_RR>177'
9	1972	-999	-999	'US_RR>177'
9	1973	-999	-999	'US_RR>177'
9	1974	-999	-999	'US_RR>177'
9	1975	-999	-999	'US_RR>177'
9	1976	-999	-999	'US_RR>177'
9	1977	-999	-999	'US_RR>177'
9	1978	-999	-999	'US_RR>177'
9	1979	-999	-999	'US_RR>177'
9	1980	-999	-999	'US_RR>177'
9	1981	-999	-999	'US_RR>177'
9	1982	-999	-999	'US_RR>177'
9	1983	-999	-999	'US_RR>177'
9	1984	-999	-999	'US_RR>177'
9	1985	-999	-999	'US_RR>177'
9	1986	-999	-999	'US_RR>177'
9	1987	-999	-999	'US_RR>177'
9	1988	-999	-999	'US_RR>177'
9	1989	-999	-999	'US_RR>177'
9	1990	-999	-999	'US_RR>177'
9	1991	-999	-999	'US_RR>177'
9	1992	-999	-999	'US_RR>177'
9	1993	0.69	0.31	'US_RR>177'
9	1994	0.94	0.29	'US_RR>177'
9	1995	1.13	0.27	'US_RR>177'
9	1996	3.33	0.26	'US_RR>177'
9	1997	1.50	0.37	'US_RR>177'
9	1998	1.62	0.26	'US_RR>177'
9	1999	1.88	0.29	'US_RR>177'
9	2000	0.63	0.28	'US_RR>177'
9	2001	1.38	0.30	'US_RR>177'
9	2002	1.94	0.24	'US_RR>177'
9	2003	0.45	0.29	'US_RR>177'
9	2004	0.74	0.28	'US_RR>177'
9	2005	0.65	0.27	'US_RR>177'
9	2006	0.43	0.38	'US_RR>177'
9	2007	0.33	0.37	'US_RR>177'
9	2008	0.40	0.36	'US_RR>177'
9	2009	0.29	0.40	'US_RR>177'
9	2010	0.94	0.27	'US_RR>177'
9	2011	0.59	0.30	'US_RR>177'
9	2012	0.65	0.27	'US_RR>177'
9	2013	0.50	0.29	'US_RR>177'
10	1970	-999	-999	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1971	-999	-999	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1972	-999	-999	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1973	-999	-999	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1974	-999	-999	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1975	-999	-999	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1976	0.61	0.43	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1977	2.36	0.22	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1978	1.14	0.29	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1979	0.78	0.25	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1980	1.49	0.21	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1981	1.93	0.16	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1982	0.71	0.25	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1983	0.43	0.32	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1984	1.02	0.22	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1985	1.18	0.21	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1986	0.09	0.60	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1987	0.78	0.26	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1988	1.18	0.21	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1989	0.99	0.21	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1990	0.82	0.24	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1991	0.82	0.26	'JLL_AREA_2_(WEST)'

10	1992	1.25	0.21	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1993	1.23	0.23	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1994	1.14	0.22	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1995	0.84	0.29	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1996	2.11	0.20	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1997	1.30	0.25	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1998	0.61	0.29	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	1999	0.66	0.31	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	2000	0.82	0.27	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	2001	0.52	0.40	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	2002	0.61	0.31	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	2003	0.60	0.40	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	2004	0.53	0.39	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	2005	0.64	0.23	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	2006	1.10	0.23	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	2007	1.69	0.23	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	2008	0.73	0.35	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	2009	1.68	0.33	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	2010	0.61	0.37	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	2011	2.59	0.24	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	2012	3.61	0.30	'JLL_AREA_2_(WEST)'
10	2013	2.62	0.26	'JLL_AREA_2_(WEST)'
11	1970	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1971	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1972	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1973	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1974	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1975	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1976	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1977	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1978	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1979	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1980	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1981	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1982	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1983	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1984	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1985	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1986	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1987	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1988	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1989	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1990	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1991	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1992	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1993	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1994	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1995	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1996	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1997	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1998	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	1999	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	2000	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	2001	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	2002	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	2003	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	2004	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	2005	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	2006	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	2007	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	2008	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	2009	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	2010	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	2011	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	2012	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
11	2013	-999	-999	'JLL_AREA_3_(31+32)'
12	1970	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1971	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1972	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1973	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1974	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1975	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1976	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1977	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1978	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1979	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'

12	1980	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1981	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1982	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1983	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1984	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1985	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1986	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1987	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1988	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1989	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1990	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1991	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1992	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1993	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1994	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1995	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1996	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1997	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1998	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	1999	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	2000	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	2001	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	2002	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	2003	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	2004	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	2005	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	2006	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	2007	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	2008	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	2009	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	2010	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	2011	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	2012	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
12	2013	-999	-999	'JLL_AREAS_17+18'
13	1970	-999	-999	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1971	-999	-999	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1972	-999	-999	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1973	-999	-999	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1974	-999	-999	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1975	-999	-999	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1976	-999	-999	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1977	2.25	0.51	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1978	4.39	0.25	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1979	-999	-999	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1980	-999	-999	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1981	0.81	0.49	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1982	1.18	0.30	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1983	0.84	0.35	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1984	0.31	0.57	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1985	-999	-999	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1986	0.35	0.43	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1987	0.31	0.47	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1988	1.11	0.35	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1989	0.62	0.38	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1990	0.33	0.36	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1991	0.30	0.61	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1992	0.42	0.36	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1993	0.44	0.69	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1994	0.54	0.35	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1995	0.22	0.54	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1996	0.79	0.52	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1997	0.33	0.39	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1998	0.11	0.55	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	1999	0.46	0.53	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	2000	0.25	0.54	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	2001	0.46	0.33	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	2002	0.24	0.65	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	2003	0.79	0.40	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	2004	0.55	0.71	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	2005	0.18	0.30	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	2006	0.47	0.35	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	2007	0.39	0.45	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	2008	0.31	0.39	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	2009	0.58	0.34	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	2010	0.39	0.52	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	2011	1.02	0.40	'LARVAL_ZERO_INFLATED'

13	2012	0.30	0.49	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
13	2013	0.98	0.36	'LARVAL_ZERO_INFLATED'
14	1970	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1971	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1972	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1973	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1974	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1975	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1976	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1977	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1978	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1979	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1980	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1981	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1982	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1983	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1984	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1985	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1986	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1987	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1988	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1989	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1990	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1991	-999	-999	'GOM_PLL_1_6'
14	1992	0.80	0.35	'GOM_PLL_1_6'
14	1993	0.45	0.37	'GOM_PLL_1_6'
14	1994	0.33	0.39	'GOM_PLL_1_6'
14	1995	0.31	0.40	'GOM_PLL_1_6'
14	1996	0.18	0.40	'GOM_PLL_1_6'
14	1997	0.33	0.37	'GOM_PLL_1_6'
14	1998	0.36	0.37	'GOM_PLL_1_6'
14	1999	0.61	0.33	'GOM_PLL_1_6'
14	2000	0.89	0.33	'GOM_PLL_1_6'
14	2001	0.51	0.38	'GOM_PLL_1_6'
14	2002	0.48	0.39	'GOM_PLL_1_6'
14	2003	0.86	0.32	'GOM_PLL_1_6'
14	2004	0.78	0.33	'GOM_PLL_1_6'
14	2005	0.59	0.34	'GOM_PLL_1_6'
14	2006	0.41	0.39	'GOM_PLL_1_6'
14	2007	0.55	0.38	'GOM_PLL_1_6'
14	2008	1.26	0.34	'GOM_PLL_1_6'
14	2009	1.05	0.36	'GOM_PLL_1_6'
14	2010	0.89	0.34	'GOM_PLL_1_6'
14	2011	0.73	0.49	'GOM_PLL_1_6'
14	2012	1.34	0.34	'GOM_PLL_1_6'
14	2013	0.43	0.41	'GOM_PLL_1_6'
15	1970	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1971	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1972	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1973	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1974	0.968	0.266	'JLL_GOM'
15	1975	0.534	0.205	'JLL_GOM'
15	1976	0.666	0.207	'JLL_GOM'
15	1977	0.913	0.216	'JLL_GOM'
15	1978	0.876	0.225	'JLL_GOM'
15	1979	1.287	0.283	'JLL_GOM'
15	1980	1.158	0.265	'JLL_GOM'
15	1981	0.553	0.239	'JLL_GOM'
15	1982	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1983	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1984	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1985	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1986	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1987	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1988	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1989	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1990	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1991	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1992	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1993	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1994	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1995	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1996	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1997	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1998	-999	-999	'JLL_GOM'
15	1999	-999	-999	'JLL_GOM'

```

15 2000 -999 -999 'JLL_GOM'
15 2001 -999 -999 'JLL_GOM'
15 2002 -999 -999 'JLL_GOM'
15 2003 -999 -999 'JLL_GOM'
15 2004 -999 -999 'JLL_GOM'
15 2005 -999 -999 'JLL_GOM'
15 2006 -999 -999 'JLL_GOM'
15 2007 -999 -999 'JLL_GOM'
15 2008 -999 -999 'JLL_GOM'
15 2009 -999 -999 'JLL_GOM'
15 2010 -999 -999 'JLL_GOM'
15 2011 -999 -999 'JLL_GOM'
15 2012 -999 -999 'JLL_GOM'
15 2013 -999 -999 'JLL_GOM'
16 1970 1065132 0.2 'TAGGING'
16 1971 1001624 0.2 'TAGGING'
16 1972 431955 0.2 'TAGGING'
16 1973 183616 0.2 'TAGGING'
16 1974 341589 0.2 'TAGGING'
16 1975 554596 0.2 'TAGGING'
16 1976 253265 0.2 'TAGGING'
16 1977 257385 0.2 'TAGGING'
16 1978 121110 0.2 'TAGGING'
16 1979 98815 0.2 'TAGGING'
16 1980 192541 0.2 'TAGGING'
16 1981 337995 0.2 'TAGGING'
16 1982 -999 -999 'TAGGING'
16 1983 -999 -999 'TAGGING'
16 1984 -999 -999 'TAGGING'
16 1985 -999 -999 'TAGGING'
16 1986 -999 -999 'TAGGING'
16 1987 -999 -999 'TAGGING'
16 1988 -999 -999 'TAGGING'
16 1989 -999 -999 'TAGGING'
16 1990 -999 -999 'TAGGING'
16 1991 -999 -999 'TAGGING'
16 1992 -999 -999 'TAGGING'
16 1993 -999 -999 'TAGGING'
16 1994 -999 -999 'TAGGING'
16 1995 -999 -999 'TAGGING'
16 1996 -999 -999 'TAGGING'
16 1997 -999 -999 'TAGGING'
16 1998 -999 -999 'TAGGING'
16 1999 -999 -999 'TAGGING'
16 2000 -999 -999 'TAGGING'
16 2001 -999 -999 'TAGGING'
16 2002 -999 -999 'TAGGING'
16 2003 -999 -999 'TAGGING'
16 2004 -999 -999 'TAGGING'
16 2005 -999 -999 'TAGGING'
16 2006 -999 -999 'TAGGING'
16 2007 -999 -999 'TAGGING'
16 2008 -999 -999 'TAGGING'
16 2009 -999 -999 'TAGGING'
16 2010 -999 -999 'TAGGING'
16 2011 -999 -999 'TAGGING'
16 2012 -999 -999 'TAGGING'
16 2013 -999 -999 'TAGGING'

```

-1 end index data

#####

NOW ENTER IN THE Vulnerabilities OR PARTIAL CATCHES FOR THE INDICES OF ABUNDANCE

#####

#INDEX	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					
1	1970	0	0	0	0	0	0	0	2	1	2
	7	39	51	68	170						
1	1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	5	11	35	37	136						
1	1972	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

1	1	5	28	46	312							
1	1973	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	6	3	21	44	489							
1	1974	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
	1	5	15	52	748							
1	1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	5	535							
1	1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	0	0	2	11	842							
1	1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	0	1	5	6	729							
1	1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	0	0	3	6	468							
1	1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	1	6	476							
1	1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	4	5	620							
1	1981	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	1	1	626							
1	1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	3	6	506							
1	1983	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	28	10	1012							
1	1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	2	546							
1	1985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	1	1	3	266							
1	1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	1	93							
1	1987	0	0	0	0	0	2	1	2	2	0	1
	1	1	1	2	41							
1	1988	0	1	0	0	1	6	22	64	34	140	331
	156	42	29	29	261							
1	1989	0	0	0	0	0	1	22	399	508	391	270
	210	138	118	76	524							
1	1990	0	0	0	0	0	1	49	275	550	385	142
	94	63	66	81	348							
1	1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	1	21	27	10	111							
1	1992	0	0	0	0	2	0	0	2	1	1	2
	4	5	11	9	180							
1	1993	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	7
	4	7	4	10	339							
1	1994	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1	3
	6	2	6	7	236							
1	1995	0	0	0	0	0	0	2	3	1	14	12
	12	12	16	16	501							
1	1996	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	0	1	1	3	247							
1	1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	2	2	221							
1	1998	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	3	3	255							
1	1999	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	2
	12	6	2	7	375							
1	2000	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	2
	8	20	28	22	477							
1	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
	1	18	37	34	291							
1	2002	0	0	0	0	0	0	0	1	7	0	5
	9	25	49	79	413							
1	2003	0	0	0	0	0	0	0	1	8	7	14
	15	17	39	51	343							
1	2004	0	0	0	0	0	0	2	1	2	10	28
	40	32	29	63	523							
1	2005	0	0	0	0	0	0	0	0	4	6	25
	60	57	49	70	521							
1	2006	0	0	0	0	0	0	1	0	2	11	19
	47	64	80	77	646							
1	2007	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3	12
	22	41	51	58	394							
1	2008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	11
	14	42	63	72	488							
1	2009	0	0	0	0	0	5	9	6	21	21	27
	29	38	62	69	373							
1	2010	0	0	0	0	0	0	14	19	5	19	22

1	11	17	39	43	387							
1	2011	0	0	0	0	1	0	1	15	42	16	19
	22	44	60	50	363							
1	2012	0	0	0	0	0	0	1	7	43	100	82
	47	35	47	93	341							
1	2013	0	0	0	0	0	0	0	0	8	24	70
	86	72	60	53	358							
2	1970	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	2
	7	39	51	68	170							
2	1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	5	11	35	37	136							
2	1972	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	1	5	28	46	312							
2	1973	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	6	3	21	44	489							
2	1974	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
	1	5	15	52	748							
2	1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	5	535							
2	1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	0	0	2	11	842							
2	1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	0	1	5	6	729							
2	1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	0	0	3	6	468							
2	1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	1	6	476							
2	1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	0	4	5	620							
2	1981	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	1	1	626							
2	1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	3	6	506							
2	1983	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	28	10	1012							
2	1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	2	546							
2	1985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	1	1	3	266							
2	1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	1	93							
2	1987	0	0	0	0	0	2	1	2	2	0	1
	1	1	1	2	41							
2	1988	0	1	0	0	1	6	22	64	34	140	331
	156	42	29	29	261							
2	1989	0	0	0	0	0	1	22	399	508	391	270
	210	138	118	76	524							
2	1990	0	0	0	0	0	1	49	275	550	385	142
	94	63	66	81	348							
2	1991	0	0	0	0	0	1	76	288	378	500	299
	116	65	45	25	16							
2	1992	0	0	0	0	1	2	32	147	187	182	238
	237	152	90	78	90							
2	1993	0	0	0	0	0	0	15	18	107	216	162
	129	127	104	60	105							
2	1994	0	0	0	0	0	3	16	102	88	152	186
	139	103	74	49	66							
2	1995	0	0	0	0	1	12	13	18	83	268	262
	183	117	87	63	102							
2	1996	0	0	0	0	0	0	14	40	54	70	149
	207	145	103	77	258							
2	1997	0	0	0	0	1	12	28	85	172	148	109
	89	104	91	80	269							
2	1998	0	0	0	0	0	10	12	51	226	372	328
	166	154	120	93	170							
2	1999	0	0	0	0	1	1	31	122	177	372	383
	306	155	70	33	71							
2	2000	0	0	0	0	0	3	4	20	111	142	141
	159	137	99	56	56							
2	2001	0	0	0	0	3	19	278	289	103	213	255
	181	147	116	63	53							
2	2002	0	0	0	0	0	2	42	395	483	133	129
	167	130	103	47	36							
2	2003	0	0	0	0	0	1	12	231	666	435	109
	26	16	16	8	12							
2	2004	0	0	0	0	7	21	101	345	357	264	122

2	99	56	18	18	5							
2	2005	0	0	0	2	23	20	23	79	131	200	261
	234	123	71	75	107							
2	2006	0	0	0	0	12	24	133	138	209	296	283
	260	187	91	46	77							
2	2007	0	0	0	0	2	28	56	116	156	106	119
	120	97	66	32	45							
2	2008	0	2	2	63	390	774	495	374	212	67	20
	2	2	0	0	0							
2	2009	0	0	0	0	0	37	23	67	88	90	50
	59	50	66	42	48							
2	2010	0	0	0	0	0	3	22	26	38	70	71
	60	68	70	54	101							
2	2011	0	0	0	0	0	0	38	104	75	56	85
	72	49	34	36	85							
2	2012	0	0	0	0	0	5	12	52	126	66	47
	47	51	41	36	72							
2	2013	0	0	0	0	0	1	7	30	37	34	60
	79	55	39	28	142							
3	1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1980	786	4119	290	160	67	1	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1981	2975	1484	422	59	20	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1982	2708	3009	619	117	50	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1983	1640	2344	813	115	38	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1984	922	5543	1085	300	186	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1985	741	5267	5482	85	50	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1986	963	5764	5250	678	48	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1987	2297	12228	7212	2193	669	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1988	4783	8903	7322	74	148	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1989	779	12589	1186	1943	1596	3	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1990	1953	2066	13030	645	584	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1991	3812	11614	8493	1502	418	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1992	507	5813	1424	122	256	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1993	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1995	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1996	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
3	1998	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	1999	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	2000	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	2001	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	2002	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	2003	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	2004	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	2005	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	2006	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	2007	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	2008	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	2009	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	2010	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	2011	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	2012	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	2013	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1980	161	4119	290	34	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1981	1702	1484	409	7	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1982	117	3009	619	50	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1983	344	2344	813	30	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1984	192	5543	1085	54	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1985	198	5267	5482	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1986	383	5764	5250	20	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1987	889	12228	6631	264	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1988	0	8903	7322	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1989	66	12589	1186	246	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1990	919	2066	13030	140	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1991	1634	11614	8493	153	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1992	429	5813	1424	0	0	0	0	0	0	0	0

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1993	121	1016	3660	650	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1994	37	645	913	257	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1995	283	1288	2957	340	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1996	184	9166	1104	458	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1997	38	1095	6174	112	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1998	80	880	3231	674	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1999	29	507	1805	339	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	2000	0	249	572	47	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	2001	37	327	2345	571	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	2002	549	5477	4026	235	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	2003	121	2085	3481	347	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	2004	518	2631	6704	44	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	2005	372	4819	1866	582	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	2006	129	436	859	105	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	2007	9	210	3958	1755	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	2008	19	684	1994	118	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	2009	26	191	1905	123	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	2010	12	990	734	71	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	2011	0	393	1443	456	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	2012	25	385	1787	401	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	2013	4	265	550	329	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1980	0	0	0	126	67	1	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1981	0	0	13	53	20	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1982	0	0	0	67	50	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1983	0	0	0	85	38	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1984	0	0	0	246	186	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1985	0	0	0	85	50	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1986	0	0	0	659	48	0	0	0	0	0	0

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1987	0	0	581	1929	669	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1988	0	0	0	74	148	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1989	0	0	0	1697	1596	3	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1990	0	0	0	505	584	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1991	0	0	0	1349	418	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1992	0	0	0	122	256	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1993	0	0	0	1333	1005	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1994	0	0	0	317	653	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1995	0	0	0	1495	2171	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1996	0	0	0	2810	2155	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1997	0	0	0	213	580	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1998	0	0	0	1684	116	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1999	0	0	0	664	514	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2000	0	0	0	331	256	2	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2001	0	0	0	3660	768	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2002	0	0	0	4200	4436	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2003	0	0	0	1409	808	1	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2004	0	0	0	1992	1136	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2005	0	0	0	1329	302	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2006	0	0	0	931	1942	9	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2007	0	0	0	5076	1173	1	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2008	0	0	0	1099	4555	6	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2009	0	0	0	864	722	4	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2010	0	0	0	1393	410	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2011	0	0	0	641	600	3	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2012	0	0	0	692	375	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2013	0	0	0	920	167	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1981	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1983	0	0	0	0	0	0	0	0	7	82	110
7	91	143	185	141	440	0	0	0	0	14	64	102
7	1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	130	168	168	143	307	0	0	0	0	9	54	70
7	1985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	82	145	136	164	288	0	0	0	0	7	34	32
7	1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	51	36	55	54	135	0	0	0	0	5	54	46
7	1987	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	43	47	51	43	159	0	0	0	0	8	57	43
7	1988	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	40	33	45	39	181	0	0	0	0	11	58	42
7	1989	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	62	48	46	47	207	0	0	0	0	20	119	47
7	1990	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	58	47	70	85	399	0	0	0	0	16	63	73
7	1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	112	76	89	105	251	0	0	0	0	9	60	72
7	1992	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	117	128	119	84	352	0	0	0	0	0	0	0
7	1993	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1995	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1996	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1998	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	2005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	2006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	2007	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	2008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	2009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	2010	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	2011	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	2012	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	2007	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	2008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	2009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	2010	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	2011	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	2012	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	2013	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1980	0	0	0	0	0	0	0	9	72	51	28
9	26	37	22	21	297	0	0	0	1	45	139	180
9	1981	0	0	0	0	0	0	0	11	56	101	210
9	127	67	45	49	249	0	0	0	37	127	82	110
9	1982	0	0	0	0	0	0	0	41	68	64	102
9	157	135	42	34	198	0	0	0	55	56	54	70
9	1983	0	0	0	0	0	0	0	45	44	34	32
9	91	143	185	141	440	0	0	0	42	42	54	46
9	1984	0	0	0	0	0	0	0	26	64	57	43
9	130	168	168	143	307	0	0	0	197	148	58	42
9	1985	0	0	0	0	0	0	0	144	136	119	47
9	82	145	136	164	288	0	0	0	26	61	63	73
9	1986	0	0	0	0	0	0	0	112	209	60	72
9	51	36	55	54	135	0	0	0	104	124	200	136
9	1987	0	0	0	0	0	0	0	296	526	163	122
9	43	47	51	43	159	0	0	0	147	232	361	258
9	1988	0	0	0	0	0	0	0	620	253	121	139
9	40	33	45	39	181	0	0	0	448	658	406	190
9	1989	0	0	0	0	0	0	0	280	787	243	232
9	62	48	46	47	207	0	0	0	378	290	289	452
9	1990	0	0	0	0	0	0	0	37	204	232	345
9	58	47	70	85	399	0	0	0				
9	1991	0	0	0	0	0	0	0				
9	112	76	89	105	251	0	0	0				
9	1992	0	0	0	0	0	0	0				
9	117	128	119	84	352	0	0	0				
9	1993	0	0	0	0	0	0	0				
9	78	70	75	73	252	0	0	0				
9	1994	0	0	0	0	0	0	0				
9	192	107	115	76	199	0	0	0				
9	1995	0	0	0	0	0	0	0				
9	163	138	144	157	450	0	0	0				
9	1996	0	0	0	0	0	0	0				
9	167	127	111	98	262	0	0	0				
9	1997	0	0	0	0	0	0	0				
9	210	278	277	233	477	0	0	0				
9	1998	0	0	0	0	0	0	0				
9	155	188	225	198	392	0	0	0				
9	1999	0	0	0	0	0	0	0				
9	471	276	264	253	475	0	0	0				
9	2000	0	0	0	0	0	0	0				

9	348	345	366	195	337							
	2001	0	0	0	0	0	0	0	308	122	185	455
	435	648	566	401	658							
9	2002	0	0	0	0	0	0	0	401	281	131	285
	272	415	595	516	681							
9	2003	0	0	0	0	0	0	0	184	212	144	156
	121	226	266	318	503							
9	2004	0	0	0	0	0	0	0	101	73	90	129
	88	72	84	85	226							
9	2005	0	0	0	0	0	0	0	30	95	69	77
	79	80	61	38	123							
9	2006	0	0	0	0	0	0	0	61	12	22	27
	42	34	34	24	149							
9	2007	0	0	0	0	0	0	0	42	60	20	39
	35	30	17	19	95							
9	2008	0	0	0	0	0	0	0	147	39	26	18
	19	15	33	22	106							
9	2009	0	0	0	0	0	0	0	68	108	64	59
	61	34	43	46	379							
9	2010	0	0	0	0	0	0	0	557	220	283	304
	140	89	107	127	261							
9	2011	0	0	0	0	0	0	0	381	480	194	141
	179	169	116	87	244							
9	2012	0	0	0	0	0	0	0	128	375	442	232
	141	116	71	75	159							
9	2013	0	0	0	0	0	0	0	74	56	78	90
	61	40	40	40	72							
10	1970	0	0	0	0	0	0	0	0	12	43	61
	43	55	59	28	14							
10	1971	13	244	31	132	89	272	830	1525	1114	699	679
	538	393	229	112	240							
10	1972	27	49	52	15	131	50	41	94	327	188	46
	66	67	60	24	108							
10	1973	84	427	543	458	666	250	218	572	1077	670	170
	276	301	261	86	237							
10	1974	104	2549	2669	1556	494	97	449	599	517	493	439
	419	388	247	257	324							
10	1975	2	37	54	76	187	20	16	159	335	614	1146
	910	855	821	842	1837							
10	1976	175	1176	5491	2375	2502	982	173	104	617	570	346
	676	1462	1817	1664	4157							
10	1977	58	411	5173	9269	2230	1777	1702	394	152	239	208
	331	467	929	1351	5898							
10	1978	79	187	1392	2719	2454	2611	967	385	309	169	172
	316	453	460	906	6193							
10	1979	47	332	1410	1209	669	1537	2513	1713	510	299	296
	390	650	910	1105	4976							
10	1980	134	477	1753	2661	1222	1322	2257	4582	3070	768	484
	454	511	594	980	6883							
10	1981	354	1453	8404	3335	4345	3033	2514	2043	1679	1005	439
	655	578	545	442	5211							
10	1982	14	78	156	225	152	352	370	280	136	186	126
	97	124	87	40	101							
10	1983	6	120	2151	577	550	774	560	922	529	365	223
	114	113	47	35	44							
10	1984	56	1523	602	1189	1805	1481	767	352	308	277	179
	103	61	109	2	110							
10	1985	35	128	6653	2013	3463	3695	1740	590	358	245	155
	112	180	67	239	332							
10	1986	4	133	1222	2210	1340	1043	972	496	326	271	72
	39	55	38	28	73							
10	1987	7	346	1436	1959	3020	3437	1023	990	720	621	165
	108	18	27	30	61							
10	1988	56	260	3309	3227	2768	2413	2486	1133	741	332	159
	80	84	23	56	134							
10	1989	0	177	129	461	633	749	730	764	519	205	90
	72	64	42	18	95							
10	1990	0	92	698	329	1225	1187	740	574	599	388	211
	73	73	9	23	103							
10	1991	0	148	461	822	1385	1179	1370	908	421	302	184
	165	92	22	7	109							
10	1992	10	14	255	284	743	803	525	811	843	201	139
	74	80	63	38	87							
10	1993	0	10	323	861	1009	1283	1183	490	540	444	188
	69	38	29	13	97							
10	1994	0	73	240	1221	1811	1555	535	419	439	217	64

10	62	23	9	0	5							
10	1995	54	54	121	390	605	2448	995	50	200	90	0
	0	0	0	0	0							
10	1996	6	176	408	697	1021	525	886	655	235	44	107
	95	70	49	21	63							
10	1997	0	0	66	132	635	496	825	464	506	116	34
	26	16	32	8	16							
10	1998	0	0	143	714	462	841	602	680	837	1134	302
	141	24	94	4	106							
10	1999	0	25	27	398	1062	533	573	580	294	110	73
	57	87	34	12	18							
10	2000	0	11	14	232	1909	1285	731	446	271	77	12
	28	8	19	9	32							
10	2001	24	6	15	29	101	214	812	842	296	269	172
	256	103	73	73	88							
10	2002	11	21	31	82	35	68	284	1128	968	769	285
	140	108	43	9	74							
10	2003	0	10	10	158	203	163	88	51	25	15	10
	10	0	0	0	0							
10	2004	0	0	0	231	1378	2208	1047	488	200	238	70
	85	15	46	1	15							
10	2005	0	40	590	606	641	396	500	580	304	108	176
	116	43	9	28	24							
10	2006	0	128	271	542	328	1141	586	549	905	563	271
	236	148	85	115	245							
10	2007	0	3	2430	1895	666	604	365	214	153	66	70
	80	32	29	15	58							
10	2008	0	3	4	215	573	345	833	715	561	392	311
	238	217	68	73	103							
10	2009	2	0	6	0	0	0	0	65	194	169	107
	75	34	26	20	38							
10	2010	0	0	0	35	78	16	129	224	263	437	359
	207	121	63	59	102							
10	2011	0	0	0	42	953	414	289	1323	933	192	161
	162	159	98	53	111							
10	2012	0	0	0	73	50	219	213	44	188	456	226
	80	78	51	47	79							
10	2013	0	0	0	0	7	5	37	73	48	145	297
	328	212	124	76	86							
11	1970	0	0	0	0	0	0	0	0	12	43	61
	43	55	59	28	14							
11	1971	13	244	31	132	89	272	830	1525	1114	699	679
	538	393	229	112	240							
11	1972	27	49	52	15	131	50	41	94	327	188	46
	66	67	60	24	108							
11	1973	84	427	543	458	666	250	218	572	1077	670	170
	276	301	261	86	237							
11	1974	104	2549	2669	1556	494	97	449	599	517	493	439
	419	388	247	257	324							
11	1975	2	37	54	76	187	20	16	159	335	614	1146
	910	855	821	842	1837							
11	1976	175	1176	5491	2375	2502	982	173	104	617	570	346
	676	1462	1817	1664	4157							
11	1977	58	411	5173	9269	2230	1777	1702	394	152	239	208
	331	467	929	1351	5898							
11	1978	79	187	1392	2719	2454	2611	967	385	309	169	172
	316	453	460	906	6193							
11	1979	47	332	1410	1209	669	1537	2513	1713	510	299	296
	390	650	910	1105	4976							
11	1980	134	477	1753	2661	1222	1322	2257	4582	3070	768	484
	454	511	594	980	6883							
11	1981	354	1453	8404	3335	4345	3033	2514	2043	1679	1005	439
	655	578	545	442	5211							
11	1982	14	78	156	225	152	352	370	280	136	186	126
	97	124	87	40	101							
11	1983	6	120	2151	577	550	774	560	922	529	365	223
	114	113	47	35	44							
11	1984	56	1523	602	1189	1805	1481	767	352	308	277	179
	103	61	109	2	110							
11	1985	35	128	6653	2013	3463	3695	1740	590	358	245	155
	112	180	67	239	332							
11	1986	4	133	1222	2210	1340	1043	972	496	326	271	72
	39	55	38	28	73							
11	1987	7	346	1436	1959	3020	3437	1023	990	720	621	165
	108	18	27	30	61							
11	1988	56	260	3309	3227	2768	2413	2486	1133	741	332	159

11	80	84	23	56	134							
11	1989	0	177	129	461	633	749	730	764	519	205	90
	72	64	42	18	95							
11	1990	0	92	698	329	1225	1187	740	574	599	388	211
	73	73	9	23	103							
11	1991	0	148	461	822	1385	1179	1370	908	421	302	184
	165	92	22	7	109							
11	1992	10	14	255	284	743	803	525	811	843	201	139
	74	80	63	38	87							
11	1993	0	10	323	861	1009	1283	1183	490	540	444	188
	69	38	29	13	97							
11	1994	0	73	240	1221	1811	1555	535	419	439	217	64
	62	23	9	0	5							
11	1995	54	54	121	390	605	2448	995	50	200	90	0
	0	0	0	0	0							
11	1996	6	176	408	697	1021	525	886	655	235	44	107
	95	70	49	21	63							
11	1997	0	0	66	132	635	496	825	464	506	116	34
	26	16	32	8	16							
11	1998	0	0	143	714	462	841	602	680	837	1134	302
	141	24	94	4	106							
11	1999	0	25	27	398	1062	533	573	580	294	110	73
	57	87	34	12	18							
11	2000	0	11	14	232	1909	1285	731	446	271	77	12
	28	8	19	9	32							
11	2001	24	6	15	29	101	214	812	842	296	269	172
	256	103	73	73	88							
11	2002	11	21	31	82	35	68	284	1128	968	769	285
	140	108	43	9	74							
11	2003	0	10	10	158	203	163	88	51	25	15	10
	10	0	0	0	0							
11	2004	0	0	0	231	1378	2208	1047	488	200	238	70
	85	15	46	1	15							
11	2005	0	40	590	606	641	396	500	580	304	108	176
	116	43	9	28	24							
11	2006	0	128	271	542	328	1141	586	549	905	563	271
	236	148	85	115	245							
11	2007	0	3	2430	1895	666	604	365	214	153	66	70
	80	32	29	15	58							
11	2008	0	3	4	215	573	345	833	715	561	392	311
	238	217	68	73	103							
11	2009	2	0	6	0	0	0	0	65	194	169	107
	75	34	26	20	38							
11	2010	0	0	0	35	78	16	129	224	263	437	359
	207	121	63	59	102							
11	2011	0	0	0	42	953	414	289	1323	933	192	161
	162	159	98	53	111							
11	2012	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
11	2013	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
12	1970	0	0	0	0	0	0	0	0	12	43	61
	43	55	59	28	14							
12	1971	13	244	31	132	89	272	830	1525	1114	699	679
	538	393	229	112	240							
12	1972	27	49	52	15	131	50	41	94	327	188	46
	66	67	60	24	108							
12	1973	84	427	543	458	666	250	218	572	1077	670	170
	276	301	261	86	237							
12	1974	104	2549	2669	1556	494	97	449	599	517	493	439
	419	388	247	257	324							
12	1975	2	37	54	76	187	20	16	159	335	614	1146
	910	855	821	842	1837							
12	1976	175	1176	5491	2375	2502	982	173	104	617	570	346
	676	1462	1817	1664	4157							
12	1977	58	411	5173	9269	2230	1777	1702	394	152	239	208
	331	467	929	1351	5898							
12	1978	79	187	1392	2719	2454	2611	967	385	309	169	172
	316	453	460	906	6193							
12	1979	47	332	1410	1209	669	1537	2513	1713	510	299	296
	390	650	910	1105	4976							
12	1980	134	477	1753	2661	1222	1322	2257	4582	3070	768	484
	454	511	594	980	6883							
12	1981	354	1453	8404	3335	4345	3033	2514	2043	1679	1005	439
	655	578	545	442	5211							
12	1982	14	78	156	225	152	352	370	280	136	186	126

12	97	124	87	40	101							
12	1983	6	120	2151	577	550	774	560	922	529	365	223
	114	113	47	35	44							
12	1984	56	1523	602	1189	1805	1481	767	352	308	277	179
	103	61	109	2	110							
12	1985	35	128	6653	2013	3463	3695	1740	590	358	245	155
	112	180	67	239	332							
12	1986	4	133	1222	2210	1340	1043	972	496	326	271	72
	39	55	38	28	73							
12	1987	7	346	1436	1959	3020	3437	1023	990	720	621	165
	108	18	27	30	61							
12	1988	56	260	3309	3227	2768	2413	2486	1133	741	332	159
	80	84	23	56	134							
12	1989	0	177	129	461	633	749	730	764	519	205	90
	72	64	42	18	95							
12	1990	0	92	698	329	1225	1187	740	574	599	388	211
	73	73	9	23	103							
12	1991	0	148	461	822	1385	1179	1370	908	421	302	184
	165	92	22	7	109							
12	1992	10	14	255	284	743	803	525	811	843	201	139
	74	80	63	38	87							
12	1993	0	10	323	861	1009	1283	1183	490	540	444	188
	69	38	29	13	97							
12	1994	0	73	240	1221	1811	1555	535	419	439	217	64
	62	23	9	0	5							
12	1995	54	54	121	390	605	2448	995	50	200	90	0
	0	0	0	0	0							
12	1996	6	176	408	697	1021	525	886	655	235	44	107
	95	70	49	21	63							
12	1997	0	0	66	132	635	496	825	464	506	116	34
	26	16	32	8	16							
12	1998	0	0	143	714	462	841	602	680	837	1134	302
	141	24	94	4	106							
12	1999	0	25	27	398	1062	533	573	580	294	110	73
	57	87	34	12	18							
12	2000	0	11	14	232	1909	1285	731	446	271	77	12
	28	8	19	9	32							
12	2001	24	6	15	29	101	214	812	842	296	269	172
	256	103	73	73	88							
12	2002	11	21	31	82	35	68	284	1128	968	769	285
	140	108	43	9	74							
12	2003	0	10	10	158	203	163	88	51	25	15	10
	10	0	0	0	0							
12	2004	0	0	0	231	1378	2208	1047	488	200	238	70
	85	15	46	1	15							
12	2005	0	40	590	606	641	396	500	580	304	108	176
	116	43	9	28	24							
12	2006	0	128	271	542	328	1141	586	549	905	563	271
	236	148	85	115	245							
12	2007	0	3	2430	1895	666	604	365	214	153	66	70
	80	32	29	15	58							
12	2008	0	3	4	215	573	345	833	715	561	392	311
	238	217	68	73	103							
12	2009	2	0	6	0	0	0	0	65	194	169	107
	75	34	26	20	38							
12	2010	0	0	0	35	78	16	129	224	263	437	359
	207	121	63	59	102							
12	2011	0	0	0	42	953	414	289	1323	933	192	161
	162	159	98	53	111							
12	2012	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
12	2013	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1975	0	0	1	2	0	0	3	12	45	107	146
	159	149	125	125	294							
13	1976	0	0	0	0	2	1	5	7	29	34	83

	172	387	413	404	1042							
13	1977	0	0	0	0	0	3	2	2	10	24	26
	84	137	250	338	1607							
13	1978	0	0	0	0	0	2	4	2	4	32	50
	196	418	368	680	5030							
13	1979	0	0	0	1	0	3	0	0	2	6	17
	66	178	236	264	1300							
13	1980	0	0	0	0	0	0	0	1	3	4	9
	36	62	83	252	1711							
13	1981	0	0	0	0	1	1	1	2	6	10	7
	17	48	49	54	463							
13	1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1983	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1987	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1988	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1989	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1990	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1992	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1993	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1995	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1996	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1998	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	2004	0	0	0	0	0	0	0	6	18	12	11
	17	53	33	7	46							
13	2005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
13	2006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	53
	6	22	10	140	28							
13	2007	0	0	0	1	1	12	0	13	9	16	52
	11	41	18	54	55							
13	2008	0	0	0	0	1	1	0	23	21	48	77
	29	9	12	83	66							
13	2009	0	0	0	2	0	3	0	22	2	11	51
	30	26	27	64	109							
13	2010	0	0	0	0	0	12	0	2	4	0	20
	14	21	25	23	80							
13	2011	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	7
	1	3	3	8	13							
13	2012	0	0	0	0	0	1	0	18	17	11	65
	8	41	29	60	119							
13	2013	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	13
	2	16	14	12	41							
14	1970	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	1971	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	1972	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	1973	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	1974	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	1975	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	1976	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	1977	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	1978	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	1979	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	1980	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	1981	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	1982	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	1983	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	1984	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	1985	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	1986	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	1987	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	1988	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	1989	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	1990	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	1991	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	1992	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	1993	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	1994	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	1995	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	1996	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	1997	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	1998	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	1999	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	2000	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	2001	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	2002	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	2003	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	2004	0	0	0	0	0	0	0	6	18	12	11
17	53	33	7	46								
14	2005	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	2006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	53
6	22	10	140	28								
14	2007	0	0	0	1	12	0	13	9	16	52	
11	41	18	54	55								
14	2008	0	0	0	1	1	0	23	21	48	77	

14	29	9	12	83	66							
14	2009	0	0	0	2	0	3	0	22	2	11	51
	30	26	27	64	109							
14	2010	0	0	0	0	0	12	0	2	4	0	20
	14	21	25	23	80							
14	2011	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	7
	1	3	3	8	13							
14	2012	0	0	0	0	0	1	0	18	17	11	65
	8	41	29	60	119							
14	2013	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	13
	2	16	14	12	41							
15	1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1975	0	0	1	2	0	0	3	12	45	107	146
	159	149	125	125	294							
15	1976	0	0	0	0	2	1	5	7	29	34	83
	172	387	413	404	1042							
15	1977	0	0	0	0	0	3	2	2	10	24	26
	84	137	250	338	1607							
15	1978	0	0	0	0	0	2	4	2	4	32	50
	196	418	368	680	5030							
15	1979	0	0	0	1	0	3	0	0	2	6	17
	66	178	236	264	1300							
15	1980	0	0	0	0	0	0	0	1	3	4	9
	36	62	83	252	1711							
15	1981	0	0	0	0	1	1	1	2	6	10	7
	17	48	49	54	463							
15	1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1983	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1987	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1988	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1989	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1990	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1992	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1993	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1995	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1996	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1997	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1998	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0							
15	2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	1997	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	1998	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	1999	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	2000	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	2001	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	2002	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	2003	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	2004	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	2005	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	2006	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	2007	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	2008	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	2009	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	2010	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	2011	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	2012	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	2013	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

-1 end index selectivities

=====

NOW ENTER IN THE WEIGHTS AT AGE FOR THE INDICES OF ABUNDANCE (row=year, col=age)

=====

13	1970	3.20	8.32	16.89	35.53	47.69	67.01	85.42	113.30	145.53	154.62
	173.72	198.66	223.25	247.98	264.63	327.72					
13	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					
13	1972	4.39	9.67	19.16	37.67	51.60	62.39	90.02	112.49	129.30	149.55
	176.77	202.21	227.65	246.89	271.55	330.94					
13	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	277.68	333.91					
13	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	219.92	247.50	263.25	323.11					
13	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					
13	1976	4.01	10.20	18.75	32.08	45.09	64.23	91.77	113.95	144.21	160.36
	176.03	195.67	218.10	236.65	256.84	322.16					
13	1977	4.77	10.26	20.48	33.84	45.65	63.04	81.33	102.93	128.31	150.47
	172.98	195.58	218.15	241.28	258.37	325.90					
13	1978	5.14	10.94	21.48	30.99	47.02	64.38	83.55	108.92	138.73	163.12
	185.70	200.09	219.03	242.24	259.19	339.25					
13	1979	5.29	11.23	21.63	35.67	44.23	65.72	84.76	108.11	133.88	160.37
	183.17	202.12	220.03	239.99	260.03	337.85					
13	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					
13	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	226.06	240.89	259.84	371.83					
13	1982	4.12	10.81	20.79	31.57	52.63	68.14	89.17	113.21	139.44	160.58
	186.81	208.75	233.71	250.95	271.81	392.38					
13	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					
13	1984	5.27	11.31	22.88	35.72	50.98	74.31	92.85	114.86	139.74	162.14
	186.85	208.02	234.01	262.67	281.77	382.24					

13	1985	4.57	10.21	17.17	31.22	43.60	61.94	79.63	101.58	125.71	152.56
	178.75	201.84	223.01	246.50	265.01	337.83					
13	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	229.21	253.11	278.64	350.40					
13	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	349.06					
13	1988	3.87	11.19	20.06	34.56	49.80	67.74	86.98	110.54	132.99	157.72
	182.83	208.51	232.25	251.74	280.53	354.36					
13	1989	4.53	11.06	21.45	35.96	47.78	68.37	89.97	111.91	133.99	160.88
	182.93	205.20	229.78	254.88	277.00	356.31					
13	1990	5.24	12.23	18.84	35.12	47.04	66.41	85.78	112.04	138.01	162.77
	185.16	206.44	231.34	253.26	278.50	347.01					
13	1991	5.38	13.46	19.63	36.89	53.42	70.16	93.31	114.29	142.16	166.12
	184.45	205.67	232.92	255.70	277.58	348.73					
13	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	347.62					
13	1993	5.10	11.57	23.82	33.36	51.24	66.94	89.28	110.87	135.71	157.85
	182.17	204.81	227.22	250.52	275.46	364.06					
13	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	226.70	249.73	269.64	350.71					
13	1995	4.90	13.62	22.44	35.13	48.60	71.02	89.57	109.22	137.50	160.01
	182.17	204.74	228.28	251.22	273.36	369.78					
13	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	282.53	361.90					
13	1997	5.05	12.66	20.26	36.31	51.22	68.43	91.24	112.02	135.70	157.20
	183.61	207.67	233.38	257.23	276.85	356.01					
13	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	352.47					
13	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					
13	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	236.15	264.28	284.54	376.50					
13	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	242.84	265.54	289.89	352.62					
13	2002	6.33	10.93	19.91	35.15	48.00	63.66	90.69	114.11	137.95	160.88
	186.75	209.61	238.08	265.79	284.83	352.40					
13	2003	5.66	11.51	21.60	34.02	50.70	69.17	92.12	115.31	137.43	158.80
	184.14	210.24	241.65	265.21	286.90	342.31					
13	2004	6.33	11.94	21.93	35.51	46.15	64.95	89.10	111.40	134.73	158.94
	184.57	210.08	230.56	259.66	277.51	344.93					
13	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					
13	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	231.96	255.90	269.42	348.34					
13	2007	4.51	11.76	22.41	30.40	49.64	63.54	82.38	111.84	136.63	162.07
	186.44	211.78	237.65	262.72	278.79	365.83					
13	2008	4.56	11.92	21.83	36.66	49.11	70.13	93.26	114.70	138.27	157.86
	179.43	207.84	231.34	259.44	278.87	377.80					
13	2009	5.39	13.24	21.76	34.43	51.29	69.43	83.92	112.09	133.36	156.42
	180.31	207.54	235.55	260.51	277.31	372.46					
13	2010	5.12	11.01	22.02	35.60	49.02	67.91	89.40	112.96	133.56	157.33
	182.60	210.61	237.15	264.11	286.54	366.28					
13	2011	4.88	10.77	23.04	31.74	48.20	63.95	87.78	110.99	135.13	159.59
	184.86	211.25	239.99	263.70	286.75	361.16					
13	2012	5.19	13.07	21.96	34.06	47.77	73.65	89.05	114.08	137.19	163.41
	185.83	212.36	236.08	262.05	283.80	359.29					
13	2013	5.24	12.22	22.48	32.68	47.83	64.47	90.57	111.06	133.01	161.57
	188.18	216.72	241.04	266.07	282.79	362.64					

-1

=====

NOW ENTER IN THE FECUNDITY AT AGE FOR THE SPAWNING STOCK BIOMASS (row=year, col=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 3.20	8.32	16.89	35.53	47.69	67.01	85.42	113.30	145.53	154.62	173.72	
	198.66	223.25	247.98	264.63	327.72						
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	149.55	176.77	

	202.21	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	277.68	333.91						
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	219.92	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	91.77	113.95	144.21	160.36	176.03
	195.67	218.10	236.65	256.84	322.16						
1977	4.77	10.26	20.48	33.84	45.65	63.04	81.33	102.93	128.31	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	185.70
	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	160.37	183.17
	202.12	220.03	239.99	260.03	337.85						
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	226.06	240.89	259.84	371.83						
1982	4.12	10.81	20.79	31.57	52.63	68.14	89.17	113.21	139.44	160.58	186.81
	208.75	233.71	250.95	271.81	392.38						
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	92.85	114.86	139.74	162.14	186.85
	208.02	234.01	262.67	281.77	382.24						
1985	4.57	10.21	17.17	31.22	43.60	61.94	79.63	101.58	125.71	152.56	178.75
	201.84	223.01	246.50	265.01	337.83						
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	229.21	253.11	278.64	350.40						
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	349.06						
1988	3.87	11.19	20.06	34.56	49.80	67.74	86.98	110.54	132.99	157.72	182.83
	208.51	232.25	251.74	280.53	354.36						
1989	4.53	11.06	21.45	35.96	47.78	68.37	89.97	111.91	133.99	160.88	182.93
	205.20	229.78	254.88	277.00	356.31						
1990	5.24	12.23	18.84	35.12	47.04	66.41	85.78	112.04	138.01	162.77	185.16
	206.44	231.34	253.26	278.50	347.01						
1991	5.38	13.46	19.63	36.89	53.42	70.16	93.31	114.29	142.16	166.12	184.45
	205.67	232.92	255.70	277.58	348.73						
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	347.62						
1993	5.10	11.57	23.82	33.36	51.24	66.94	89.28	110.87	135.71	157.85	182.17
	204.81	227.22	250.52	275.46	364.06						
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	226.70	249.73	269.64	350.71						
1995	4.90	13.62	22.44	35.13	48.60	71.02	89.57	109.22	137.50	160.01	182.17
	204.74	228.28	251.22	273.36	369.78						
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	282.53	361.90						
1997	5.05	12.66	20.26	36.31	51.22	68.43	91.24	112.02	135.70	157.20	183.61
	207.67	233.38	257.23	276.85	356.01						
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	352.47						
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	236.15	264.28	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	242.84	265.54	289.89	352.62						
2002	6.33	10.93	19.91	35.15	48.00	63.66	90.69	114.11	137.95	160.88	186.75
	209.61	238.08	265.79	284.83	352.40						
2003	5.66	11.51	21.60	34.02	50.70	69.17	92.12	115.31	137.43	158.80	184.14
	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	134.73	158.94	184.57
	210.08	230.56	259.66	277.51	344.93						
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	231.96	255.90	269.42	348.34						
2007	4.51	11.76	22.41	30.40	49.64	63.54	82.38	111.84	136.63	162.07	186.44
	211.78	237.65	262.72	278.79	365.83						
2008	4.56	11.92	21.83	36.66	49.11	70.13	93.26	114.70	138.27	157.86	179.43
	207.84	231.34	259.44	278.87	377.80						
2009	5.39	13.24	21.76	34.43	51.29	69.43	83.92	112.09	133.36	156.42	180.31
	207.54	235.55	260.51	277.31	372.46						
2010	5.12	11.01	22.02	35.60	49.02	67.91	89.40	112.96	133.56	157.33	182.60

	210.61	237.15	264.11	286.54	366.28						
2011	4.88	10.77	23.04	31.74	48.20	63.95	87.78	110.99	135.13	159.59	184.86
	211.25	239.99	263.70	286.75	361.16						
2012	5.19	13.07	21.96	34.06	47.77	73.65	89.05	114.08	137.19	163.41	185.83
	212.36	236.08	262.05	283.80	359.29						
2013	5.24	12.22	22.48	32.68	47.83	64.47	90.57	111.06	133.01	161.57	188.18
	216.72	241.04	266.07	282.79	362.64						

-1

@end of the data input file

C. VPA 2-Box Parameter File

```

#-----
# PARAMETER FILE FOR PROGRAM VPA_2BOX, Version 3.0
#       The specifications are entered in the order indicated
#       by the existing comments. Additional comments must be preceded by a # symbol
#       in the first column, otherwise the line is perceived as free format input.
#
#       Each parameter in the model must have its own specification line unless a $
#       symbol is placed in the first column followed by an integer value (n), which
#       tells the program that the next n parameters abide by the same specifications.
#
#       The format of each specification line is as follows
#
#       column 1
#       | number of parameters to which these specifications apply
#       | | lower bound
#       | | | best estimate (prior expectation)
#       | | | | upper bound
#       | | | | | method of estimation
#       | | | | | standard deviation of prior
#       $ 5 0 1.2 2.0 1 0.1
#
# The methods of estimation include:
# 0 set equal to the value given for the best estimate (a fixed constant)
# 1 estimate in the usual frequentist (non-Bayesian) sense
# 2(0.1) estimate as a random deviation from the previous parameter
# 3(0.2) estimate as a random deviation from the previous constant or type 1 parameter
# 4(0.3) estimate as random deviation from the best estimate.
# -0.1 set equal to the value of the closest previous estimated parameter
# -n set equal to the value of the nth parameter in the list (estimated or not)
#-----
#=====
#
# TERMINAL F PARAMETERS: (lower bound, best estimate, upper bound, indicator, reference age)
# Note 1: the method indicator for the terminal F parameters is unique in that if it is
# zero but the best estimate is set to a value < 9, then the 'best estimate'
# is taken to be the vulnerability relative to the reference age in the last
# (fifth) column. Otherwise these parameters are treated the same as the
# others below and the fifth column is the standard deviation of the prior.
# Note 2: the last age is represented by an F-ratio parameter (below), so the number
# of entries here should be 1 fewer than the number of ages
#-----
0 9869 500000 1 0.1 Age 1
0 31233 500000 1 0.1 Age 2
0 70437 500000 1 0.1 Age 3
0 17391 500000 1 0.1 Age 4
0 14446 100000 1 0.1 Age 5
0 27115 100000 1 0.1 Age 6
0 22619 100000 1 0.1 Age 7
0 6716 100000 1 0.1 Age 8
0 23940 100000 1 0.1 Age 9

```

```

0      23940      100000      1      0.1 Age 10
0      23940      100000      1      0.1 Age 11
0      10000      100000      1      0.1 Age 12
0      9000       100000      1      0.1 Age 13
0      8500       100000      1      0.1 Age 14
0      8000       100000      1      0.1 Age 15
=====
#
# F-RATIO PARAMETERS F {oldest}/F {oldest-1} one parameter (set of specifications) for each year
#-----
$ 44 0.00 1.000 4.0      0      0.2
=====
#
# NATURAL MORTALITY PARAMETERS: one parameter (set of specifications) for each age
#-----
$ 16 0 0.14 1.0 0 0.1
=====
#
# MIXING PARAMETERS: one parameter (set of specifications) for each age
#-----
$ 16 0 0.0 1.0 0 .1
=====
#
# STOCK-RECRUITMENT PARAMETERS: five parameters so 5 sets of specifications
#-----
0 220982.5 1.D20 0 0.4      maximum recruitment
0 16441.44 1.D20 0 0.0      spawning biomass scaling parameter
0 0.000      0.9      0 0.0      extra parameter (not used yet)
0 0.5      1      0 0      autocorrelation parameter
0 10      1000      0 0 (0.3464) variance of random component (discounting the autocorrelation)
=====
#
# VARIANCE SCALING PARAMETER (lower bound, best estimate, upper bound, indicator, std. dev.)
# this parameter scales the input variance up or down as desired
# In principal, if you estimate this you should obtain more accurate estimates of the
# magnitude of the parameter variances-- all other things being equal.
#-----
$ 1 0 0.4 1.0 1 .1
$ 15 0 0.4 1.0 -1 .1
@ END PARAMETER INPUT

```

D. VPA-2Box Base Model Report File

VPA-2BOX
SUMMARY STATISTICS AND DIAGNOSTIC OUTPUT

BFT West 1970 to 2013 Continuity 16+

9:24, 26 September 2014

Total objective function = 0.67
(with constants) = 236.84
Number of parameters (P) = 28
Number of data points (D)= 257
AIC : 2*objective+2P = 529.68
AICc: 2*objective+2P(...)= 536.80
BIC : 2*objective+Plog(D)= 629.05
Chi-square discrepancy = 233.10

Loglikelihoods (deviance)= 2.80 (257.02)
effort data = 2.80 (257.02)

Log-posteriors = 0.00
catchability = 0.00
f-ratio = 0.00
natural mortality = 0.00
mixing coeff. = 0.00

Constraints = -3.47
terminal F = -3.47
stock-rec./sex ratio = 0.00

Out of bounds penalty = 0.00

Table 1. Fishing Mortality Rate for western bluefin tuna assessment.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1970	0.190	0.827	0.908	0.517	0.189	0.034	0.013	0.004	0.001	0.006	0.018	0.015	0.023	0.031	0.037	0.037
1971	0.230	0.958	0.774	0.962	0.021	0.032	0.038	0.055	0.034	0.018	0.023	0.040	0.043	0.045	0.049	0.049
1972	0.191	0.634	0.529	0.094	0.175	0.066	0.004	0.016	0.018	0.010	0.005	0.014	0.043	0.053	0.046	0.046
1973	0.037	0.498	0.373	0.152	0.107	0.146	0.025	0.033	0.050	0.039	0.010	0.016	0.025	0.050	0.035	0.035
1974	0.137	0.185	0.231	0.103	0.100	0.087	0.049	0.058	0.036	0.029	0.049	0.024	0.023	0.098	0.128	0.128
1975	0.330	0.589	0.080	0.214	0.020	0.029	0.021	0.023	0.040	0.057	0.074	0.073	0.060	0.054	0.085	0.085
1976	0.045	0.226	0.596	0.038	0.059	0.028	0.010	0.010	0.077	0.078	0.043	0.059	0.160	0.154	0.122	0.122
1977	0.014	0.237	0.145	0.466	0.149	0.071	0.083	0.031	0.031	0.083	0.140	0.107	0.072	0.137	0.154	0.154
1978	0.065	0.124	0.305	0.103	0.222	0.187	0.045	0.017	0.027	0.030	0.035	0.066	0.074	0.062	0.189	0.189
1979	0.031	0.158	0.254	0.205	0.285	0.067	0.096	0.077	0.025	0.028	0.051	0.093	0.190	0.208	0.213	0.213
1980	0.044	0.229	0.205	0.191	0.135	0.062	0.104	0.211	0.177	0.053	0.057	0.104	0.165	0.241	0.294	0.294
1981	0.087	0.169	0.362	0.103	0.186	0.150	0.133	0.126	0.141	0.174	0.094	0.133	0.197	0.282	0.327	0.327
1982	0.048	0.063	0.033	0.016	0.008	0.019	0.027	0.025	0.021	0.039	0.060	0.050	0.071	0.075	0.094	0.094
1983	0.036	0.039	0.065	0.020	0.022	0.034	0.035	0.073	0.073	0.066	0.065	0.065	0.076	0.139	0.190	0.190
1984	0.013	0.093	0.032	0.038	0.062	0.068	0.044	0.026	0.042	0.061	0.075	0.088	0.094	0.111	0.144	0.144
1985	0.008	0.075	0.208	0.049	0.112	0.154	0.106	0.041	0.033	0.042	0.052	0.081	0.126	0.143	0.184	0.184
1986	0.010	0.077	0.114	0.066	0.040	0.046	0.058	0.044	0.029	0.031	0.035	0.051	0.101	0.132	0.214	0.214
1987	0.028	0.165	0.147	0.102	0.109	0.129	0.059	0.082	0.081	0.085	0.050	0.057	0.075	0.104	0.129	0.129
1988	0.039	0.138	0.201	0.083	0.096	0.121	0.142	0.093	0.083	0.096	0.093	0.075	0.094	0.112	0.145	0.145
1989	0.007	0.127	0.029	0.075	0.068	0.052	0.075	0.129	0.123	0.108	0.110	0.119	0.109	0.143	0.163	0.163
1990	0.029	0.037	0.241	0.040	0.066	0.071	0.049	0.075	0.128	0.154	0.113	0.116	0.104	0.102	0.158	0.158
1991	0.048	0.170	0.131	0.056	0.052	0.054	0.075	0.091	0.112	0.150	0.149	0.151	0.140	0.128	0.137	0.137
1992	0.008	0.087	0.030	0.017	0.026	0.043	0.038	0.084	0.116	0.086	0.127	0.178	0.193	0.201	0.139	0.139
1993	0.006	0.016	0.078	0.064	0.043	0.037	0.064	0.065	0.113	0.145	0.097	0.100	0.114	0.110	0.117	0.117

1994 0.025 0.012 0.022 0.047 0.057 0.042 0.035 0.073 0.151 0.089 0.108 0.118 0.105 0.125
 0.100 0.100
 1995 0.009 0.019 0.062 0.063 0.076 0.121 0.036 0.022 0.052 0.143 0.106 0.093 0.097 0.115
 0.152 0.152
 1996 0.006 0.107 0.028 0.112 0.087 0.036 0.049 0.077 0.035 0.045 0.120 0.122 0.126 0.123
 0.163 0.163
 1997 0.004 0.015 0.093 0.019 0.040 0.048 0.053 0.079 0.077 0.059 0.052 0.092 0.129 0.168
 0.176 0.176
 1998 0.004 0.015 0.056 0.063 0.015 0.041 0.029 0.068 0.129 0.137 0.087 0.076 0.133 0.172
 0.165 0.165
 1999 0.001 0.007 0.038 0.036 0.039 0.022 0.032 0.085 0.083 0.132 0.131 0.138 0.147 0.193
 0.186 0.186
 2000 0.001 0.003 0.015 0.027 0.086 0.084 0.054 0.068 0.074 0.089 0.099 0.103 0.118 0.148
 0.178 0.178
 2001 0.017 0.005 0.033 0.074 0.027 0.038 0.058 0.090 0.046 0.069 0.112 0.163 0.151 0.152
 0.183 0.183
 2002 0.009 0.079 0.066 0.076 0.098 0.043 0.034 0.123 0.132 0.124 0.101 0.115 0.191 0.167
 0.185 0.185
 2003 0.002 0.032 0.080 0.073 0.038 0.039 0.013 0.055 0.116 0.110 0.086 0.050 0.090 0.131
 0.138 0.138
 2004 0.006 0.019 0.102 0.056 0.068 0.072 0.046 0.070 0.051 0.069 0.065 0.073 0.067 0.065
 0.098 0.098
 2005 0.012 0.041 0.021 0.047 0.028 0.025 0.021 0.037 0.047 0.043 0.084 0.111 0.103 0.071
 0.097 0.097
 2006 0.003 0.013 0.012 0.017 0.054 0.063 0.038 0.038 0.063 0.087 0.068 0.082 0.077 0.079
 0.110 0.110
 2007 0.001 0.004 0.167 0.114 0.025 0.048 0.046 0.028 0.024 0.019 0.040 0.036 0.044 0.044
 0.062 0.062
 2008 0.001 0.010 0.038 0.068 0.100 0.022 0.058 0.086 0.060 0.043 0.044 0.042 0.040 0.042
 0.073 0.073
 2009 0.001 0.004 0.033 0.024 0.039 0.090 0.025 0.028 0.057 0.054 0.042 0.037 0.041 0.050
 0.077 0.077
 2010 0.001 0.021 0.016 0.033 0.015 0.030 0.017 0.036 0.034 0.071 0.083 0.045 0.041 0.065
 0.075 0.075
 2011 0.000 0.009 0.036 0.036 0.044 0.035 0.031 0.081 0.050 0.035 0.054 0.057 0.047 0.049
 0.063 0.063
 2012 0.001 0.013 0.034 0.032 0.012 0.015 0.023 0.048 0.044 0.045 0.077 0.050 0.056 0.041
 0.057 0.057
 2013 0.001 0.002 0.021 0.027 0.006 0.017 0.018 0.037 0.048 0.025 0.031 0.065 0.065 0.048
 0.044 0.044

Table 2. Abundance at the beginning of the year [by area] for western bluefin tuna assessment.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
13	14	15	16									
1970	363640.	196737.	226168.	46175.	40543.	46224.	38706.	43491.	52645.			
43532.	25807.	30879.	31241.	25666.	17378.	38068.						
1971	322392.	261362.	74788.	79315.	23928.	29178.	38853.	33218.	37660.			
45728.	37604.	22030.	26439.	26549.	21631.	46436.						
1972	278521.	222638.	87151.	29978.	26345.	20377.	24561.	32514.	27332.			
31641.	39048.	31941.	18410.	22025.	22066.	56341.						
1973	150973.	199978.	102631.	44649.	23722.	19219.	16577.	21267.	27829.			
23328.	27235.	33774.	27393.	15325.	18168.	65087.						
1974	465746.	126533.	105687.	61435.	33351.	18526.	14436.	14051.	17881.			
23010.	19509.	23430.	28890.	23215.	12675.	69867.						
1975	164391.	352992.	91467.	72898.	48162.	26228.	14758.	11954.	11527.			
14991.	19437.	16151.	19889.	24557.	18296.	63126.						
1976	135241.	102727.	170253.	73417.	51150.	41025.	22141.	12566.	10157.			
9631.	12311.	15697.	13056.	16285.	20230.	65004.						
1977	112512.	112422.	71256.	81533.	61427.	41914.	34676.	19063.	10815.			
8176.	7741.	10256.	12861.	9675.	12131.	65570.						
1978	95145.	96409.	77126.	53563.	44477.	46026.	33926.	27734.	16064.			
9115.	6543.	5849.	8012.	10408.	7335.	57907.						
1979	99656.	77535.	74018.	49441.	42016.	30971.	33189.	28197.	23694.			
13588.	7689.	5495.	4761.	6467.	8501.	46952.						
1980	81299.	84003.	57563.	49916.	35006.	27470.	25193.	26208.	22702.			
20083.	11488.	6351.	4351.	3422.	4565.	38963.						
1981	80599.	67656.	58087.	40757.	35843.	26592.	22437.	19736.	18455.			
16532.	16553.	9429.	4977.	3206.	2339.	28210.						
1982	82285.	64215.	49692.	35163.	31963.	25869.	19898.	17075.	15120.			
13932.	12075.	13095.	7173.	3553.	2103.	19151.						
1983	104287.	68176.	52427.	41787.	30082.	27559.	22061.	16843.	14480.			
12868.	11646.	9882.	10826.	5810.	2866.	16820.						
1984	93252.	87428.	56976.	42700.	35610.	25579.	23158.	18523.	13616.			
11701.	10467.	9490.	8046.	8724.	4395.	14158.						
1985	98867.	80021.	69269.	47958.	35731.	29091.	20770.	19269.	15683.			
11352.	9575.	8446.	7559.	6366.	6786.	13966.						
1986	102505.	85228.	64545.	48916.	39708.	27786.	21682.	16235.	16074.			
13187.	9463.	7899.	6773.	5795.	4796.	15009.						
1987	91424.	88213.	68604.	50085.	39813.	33183.	23060.	17792.	13503.			
13568.	11109.	7945.	6526.	5323.	4415.	13906.						
1988	138821.	77313.	64992.	51489.	39339.	31048.	25368.	18893.	14243.			
10822.	10830.	9186.	6522.	5263.	4170.	13993.						
1989	121629.	116090.	58560.	46196.	41206.	31071.	23923.	19141.	14959.			
11392.	8546.	8576.	7410.	5161.	4089.	13660.						
1990	114105.	104955.	88900.	49473.	37272.	33478.	25634.	19289.	14631.			
11502.	8890.	6653.	6618.	5775.	3891.	13109.						
1991	94800.	96411.	87908.	60749.	41336.	30348.	27117.	21223.	15551.			
11188.	8573.	6905.	5150.	5185.	4535.	12622.						

1992	83580.	78587.	70747.	67054.	49944.	34126.	25002.	21865.	16843.
12091.	8371.	6421.	5164.	3893.	3965.	13001.			
1993	77333.	72112.	62654.	59715.	57313.	42314.	28427.	20924.	17483.
13039.	9641.	6411.	4671.	3700.	2768.	12835.			
1994	88548.	66842.	61698.	50388.	48672.	47706.	35455.	23183.	17044.
13572.	9810.	7608.	5044.	3621.	2882.	12065.			
1995	114612.	75069.	57439.	52487.	41812.	39971.	39771.	29749.	18740.
12741.	10792.	7656.	5876.	3948.	2777.	11753.			
1996	92054.	98770.	64007.	46917.	42857.	33688.	30788.	33356.	25295.
15470.	9604.	8438.	6063.	4639.	3059.	10851.			
1997	75317.	79537.	77167.	54084.	36455.	34148.	28242.	25476.	26840.
21240.	12857.	7405.	6490.	4647.	3566.	10279.			
1998	101446.	65246.	68119.	61138.	46154.	30447.	28289.	23289.	20458.
21611.	17406.	10614.	5871.	4957.	3415.	10097.			
1999	104719.	87875.	55894.	55974.	49908.	39517.	25411.	23889.	18910.
15626.	16382.	13872.	8552.	4470.	3630.	9959.			
2000	90853.	90944.	75874.	46780.	46940.	41749.	33610.	21399.	19077.
15134.	11907.	12494.	10500.	6416.	3203.	9805.			
2001	91803.	78892.	78795.	64980.	39575.	37458.	33384.	27673.	17374.
15398.	12037.	9374.	9801.	8112.	4811.	9463.			
2002	105420.	78478.	68250.	66264.	52440.	33486.	31351.	27396.	21985.
14420.	12493.	9354.	6923.	7328.	6059.	10332.			
2003	173337.	90858.	63052.	55535.	53393.	41326.	27896.	26333.	21061.
16748.	11070.	9815.	7249.	4973.	5389.	11843.			
2004	149469.	150428.	76471.	50606.	44872.	44672.	34562.	23947.	21669.
16305.	13041.	8830.	8119.	5758.	3794.	13054.			
2005	63186.	129184.	128286.	60019.	41588.	36448.	36130.	28693.	19402.
17908.	13227.	10621.	7135.	6600.	4693.	13279.			
2006	86729.	54260.	107754.	109226.	49793.	35146.	30904.	30769.	24035.
16085.	14914.	10576.	8265.	5595.	5343.	14181.			
2007	96287.	75202.	46584.	92516.	93330.	41005.	28689.	25877.	25750.
19617.	12817.	12115.	8473.	6653.	4494.	15206.			
2008	74561.	83648.	65137.	34280.	71792.	79164.	33978.	23810.	21878.
21851.	16725.	10706.	10158.	7048.	5532.	16096.			
2009	65547.	64741.	71986.	54493.	27845.	56457.	67318.	27866.	18997.
17912.	18205.	13910.	8921.	8481.	5874.	17479.			
2010	80317.	56916.	56076.	60540.	46262.	23288.	44856.	57072.	23561.
15597.	14756.	15170.	11649.	7442.	7012.	18789.			
2011	38038.	69763.	48459.	47968.	50927.	39627.	19657.	38352.	47846.
19803.	12634.	11810.	12602.	9719.	6062.	20819.			
2012	183981.	33066.	60127.	40622.	40218.	42360.	33276.	16572.	30746.
39573.	16617.	10402.	9695.	10453.	8048.	21954.			
2013	94120.	159843.	28370.	50546.	34187.	34530.	36262.	28284.	13738.
25583.	32900.	13382.	8600.	7974.	8726.	24626.			
2014		81779.	138711.	24145.	42774.	29538.	29502.	30977.	23698.
11384.	21683.	27742.	10896.	7003.	6604.	27735.			

Table 3. Catch of western bluefin tuna assessment.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
13	14	15	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	45351.	98312.	33605.	2514.	3963.	1222.	92.	470.	465.	292.		
185.	403.	730.	1053.	929.	2372.							
1973	5065.	73591.	29957.	5877.	2254.	2443.	387.	652.	1270.	829.		
265.	506.	643.	696.	587.	2103.							
1974	55806.	19939.	20430.	5639.	2972.	1448.	640.	739.	595.	609.		
869.	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.	2176.	6992.							
1977	1508.	22182.	9014.	28496.	7931.	2699.	2592.	546.	309.	607.		
947.	971.	830.	1157.	1619.	8751.							
1978	5564.	10530.	18969.	4889.	8281.	7341.	1392.	447.	405.	252.		
208.	348.	536.	588.	1181.	9324.							
1979	2828.	10585.	15537.	8581.	9754.	1861.	2843.	1946.	554.	349.		
359.	458.	771.	1137.	1525.	8423.							
1980	3246.	16081.	9991.	8124.	4129.	1552.	2327.	4658.	3447.	973.		
599.	584.	620.	685.	1088.	9286.							
1981	6290.	9814.	16530.	3729.	5692.	3462.	2613.	2191.	2271.	2470.		
1392.	1101.	833.	737.	611.	7370.							
1982	3608.	3652.	1517.	523.	245.	460.	490.	391.	297.	500.		
662.	600.	458.	239.	176.	1603.							
1983	3474.	2463.	3091.	771.	615.	860.	705.	1102.	953.	773.		
682.	585.	739.	705.	463.	2717.							
1984	1126.	7240.	1691.	1493.	2005.	1577.	927.	451.	521.	642.		
702.	743.	676.	858.	551.	1775.							
1985	776.	5395.	12162.	2131.	3523.	3880.	1957.	728.	480.	436.		
457.	612.	834.	794.	1066.	2194.							
1986	967.	5898.	6478.	2914.	1437.	1177.	1136.	657.	436.	381.		
303.	366.	607.	670.	863.	2701.							
1987	2326.	12579.	8766.	4517.	3830.	3741.	1240.	1316.	985.	1037.		
507.	414.	441.	492.	501.	1578.							
1988	4935.	9303.	11087.	3821.	3362.	3299.	3132.	1575.	1064.	926.		
902.	619.	546.	523.	526.	1765.							
1989	842.	12925.	1542.	3104.	2519.	1480.	1621.	2160.	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.	1944.	1484.	1836.	1727.	1536.	1457.		
1110.	902.	628.	583.	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.
831.	569.	472.	360.	286.	1326.					
1994	2052.	720.	1235.	2140.	2516.	1828.	1154.	1519.	2232.	1082.
937.	793.	469.	399.	257.	1076.					
1995	933.	1347.	3242.	2979.	2860.	4258.	1310.	609.	883.	1584.
1015.	637.	505.	402.	366.	1549.					
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.	725.	681.	731.	486.	1437.					
1999	102.	560.	1946.	1849.	1760.	799.	743.	1817.	1402.	1803.
1879.	1677.	1096.	735.	577.	1583.					
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.
1193.	1319.	1282.	1068.	753.	1481.					
2002	847.	5559.	4081.	4528.	4581.	1305.	990.	2962.	2542.	1576.
1124.	949.	1124.	1056.	957.	1632.					
2003	283.	2704.	4521.	3661.	1874.	1466.	327.	1314.	2155.	1633.
853.	444.	585.	570.	648.	1424.					
2004	814.	2674.	6944.	2586.	2752.	2907.	1454.	1522.	999.	1018.
769.	582.	492.	336.	331.	1139.					
2005	721.	4890.	2470.	2561.	1083.	840.	688.	977.	840.	703.
992.	1041.	653.	424.	405.	1146.					
2006	211.	630.	1245.	1746.	2452.	2004.	1063.	1073.	1373.	1253.
914.	775.	572.	397.	520.	1380.					
2007	65.	258.	6687.	9284.	2119.	1794.	1214.	664.	575.	353.
469.	402.	341.	270.	253.	856.					
2008	85.	788.	2292.	2102.	6401.	1614.	1797.	1829.	1190.	850.
677.	415.	376.	272.	364.	1059.					
2009	72.	222.	2192.	1194.	987.	4540.	1559.	713.	986.	876.
705.	476.	337.	387.	409.	1217.					
2010	66.	1097.	840.	1830.	635.	632.	691.	1901.	730.	995.
1094.	629.	439.	438.	471.	1262.					
2011	3.	560.	1617.	1592.	2055.	1261.	556.	2789.	2172.	643.
624.	614.	540.	431.	343.	1178.					
2012	110.	404.	1854.	1212.	466.	606.	692.	718.	1231.	1614.
1144.	476.	489.	388.	419.	1143.					
2013	48.	268.	557.	1254.	196.	555.	588.	957.	601.	599.
923.	792.	509.	352.	354.	999.					

Table 4. Spawning stock fecundity and recruitment of western bluefin tuna assessment.

year	spawning biomass	recruits from VPA
1970	51113.	363640.
1971	50857.	322392.
1972	51266.	278521.
1973	51539.	150973.
1974	46241.	465746.
1975	41025.	164391.
1976	36159.	135241.
1977	31021.	112512.
1978	27718.	95145.
1979	24534.	99656.
1980	22252.	81299.
1981	19138.	80599.
1982	18020.	82285.
1983	17279.	104287.
1984	16438.	93252.
1985	14850.	98867.
1986	15239.	102505.
1987	14630.	91424.
1988	14523.	138821.
1989	14103.	121629.
1990	13546.	114105.
1991	13283.	94800.
1992	12927.	83580.
1993	13133.	77333.
1994	13055.	88548.
1995	13721.	114612.
1996	14996.	92054.
1997	16121.	75317.
1998	16494.	101446.
1999	16136.	104719.
2000	16445.	90853.
2001	16249.	91803.
2002	16103.	105420.
2003	16178.	173337.
2004	16797.	149469.
2005	17324.	63186.
2006	18047.	86729.
2007	20301.	96287.
2008	21323.	74561.
2009	21706.	65547.
2010	22700.	80317.
2011	26607.	38038.
2012	28318.	183981.
2013	27966.	94120.

Table 5. Fits to index data for western bluefin tuna assessment.

 5.1 CAN_GSL

Lognormal dist.
 average numbers
 Ages 8 - 16
 log-likelihood = -17.39
 deviance = 67.48
 Chi-sq. discrepancy= 72.32

Year	Observed	Residuals Predicted	Standard (Obs-pred)	Q Deviation	Untransfrmd Catchabil.	Untransfrmd Observed	Chi-square Predicted	Discrepancy
1981	0.645	0.358	0.286	0.600	0.329E-04	1.320	0.991	0.029
1982	-0.144	0.155	-0.299	0.600	0.329E-04	0.600	0.809	0.334
1983	0.799	0.048	0.751	0.600	0.329E-04	1.540	0.727	1.367
1984	0.205	-0.034	0.238	0.600	0.329E-04	0.850	0.670	0.008
1985	-1.193	-0.051	-1.143	0.600	0.329E-04	0.210	0.659	1.242
1986	-1.060	-0.042	-1.017	0.600	0.329E-04	0.240	0.664	1.125
1987	-0.772	-0.072	-0.700	0.600	0.329E-04	0.320	0.644	0.790
1988	-0.268	-0.082	-0.186	0.600	0.329E-04	0.530	0.638	0.216
1989	-0.064	-0.113	0.049	0.600	0.329E-04	0.650	0.619	0.035
1990	-1.294	-0.147	-1.147	0.600	0.329E-04	0.190	0.598	1.246
1991	-0.064	-0.165	0.101	0.600	0.329E-04	0.650	0.587	0.013
1992	0.739	-0.157	0.895	0.600	0.329E-04	1.450	0.592	2.521
1993	0.262	-0.161	0.423	0.600	0.329E-04	0.900	0.590	0.175
1994	-1.019	-0.179	-0.840	0.600	0.329E-04	0.250	0.579	0.944
1995	0.039	-0.174	0.213	0.600	0.329E-04	0.720	0.582	0.003
1996	-2.159	-0.160	-1.998	0.600	0.329E-04	0.080	0.590	1.815
1997	-1.673	-0.152	-1.521	0.600	0.329E-04	0.130	0.595	1.543
1998	-1.060	-0.157	-0.903	0.600	0.329E-04	0.240	0.592	1.010
1999	-0.500	-0.182	-0.318	0.600	0.329E-04	0.420	0.577	0.355
2000	-0.772	-0.199	-0.574	0.600	0.329E-04	0.320	0.568	0.647
2001	-0.871	-0.196	-0.674	0.600	0.329E-04	0.290	0.569	0.762
2002	-0.431	-0.151	-0.280	0.600	0.329E-04	0.450	0.595	0.314
2003	0.181	-0.086	0.267	0.600	0.329E-04	0.830	0.636	0.019
2004	0.444	-0.022	0.466	0.600	0.329E-04	1.080	0.678	0.253
2005	0.406	0.015	0.391	0.600	0.329E-04	1.040	0.703	0.127
2006	0.498	0.073	0.425	0.600	0.329E-04	1.140	0.745	0.179
2007	1.191	0.142	1.050	0.600	0.329E-04	2.280	0.798	4.434
2008	0.921	0.189	0.732	0.600	0.329E-04	1.740	0.837	1.253
2009	1.307	0.244	1.063	0.600	0.329E-04	2.560	0.884	4.645
2011	1.675	0.443	1.232	0.600	0.329E-04	3.700	1.079	8.026
2012	2.093	0.478	1.615	0.600	0.329E-04	5.620	1.117	23.664
2013	1.938	0.536	1.402	0.600	0.329E-04	4.810	1.184	13.231

Selectivities by age

Year	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1981	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1982	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1983	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1984	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1985	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1986	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1987	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1988	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1989	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1990	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1991	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1992	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1993	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1994	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1995	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1996	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1997	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1998	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
1999	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
2000	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
2001	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
2002	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
2003	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
2004	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
2005	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
2006	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
2007	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
2008	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
2009	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
2011	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
2012	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000
2013	0.045	0.090	0.102	0.112	0.107	0.115	0.173	0.250	1.000

5.2 CAN_SWNS

Lognormal dist.

average numbers

Ages 5 - 16

log-likelihood = 7.48

deviance = 11.61

Chi-sq. discrepancy= 7.77

Year	Observed	Residuals Predicted	Standard (Obs-pred)	Q Deviation	Untransfrmd Catchabil.	Untransfrmd Observed	Chi-square Predicted	Chi-square Discrepancy
1988	0.423	-0.225	0.648	0.600	0.109E-03	13.860	7.252	0.821
1989	0.361	-0.254	0.615	0.600	0.109E-03	13.030	7.044	0.686
1990	0.305	-0.281	0.586	0.600	0.109E-03	12.320	6.856	0.579

1991	0.047	-0.290	0.337	0.600	0.109E-03	9.510	6.790	0.067
1992	0.036	-0.287	0.323	0.600	0.109E-03	9.410	6.811	0.055
1993	-0.399	-0.261	-0.138	0.600	0.109E-03	6.090	6.993	0.171
1994	-0.221	-0.215	-0.005	0.600	0.109E-03	7.280	7.319	0.066
1995	-0.254	-0.146	-0.109	0.600	0.109E-03	7.040	7.848	0.145
1996	-0.490	-0.056	-0.434	0.600	0.109E-03	5.560	8.580	0.486
1997	-0.706	0.004	-0.710	0.600	0.109E-03	4.480	9.113	0.802
1998	-0.133	0.015	-0.147	0.600	0.109E-03	7.950	9.213	0.180
1999	0.176	-0.013	0.189	0.600	0.109E-03	10.820	8.960	0.000
2000	-0.667	-0.036	-0.631	0.600	0.109E-03	4.660	8.756	0.712
2001	0.032	-0.037	0.068	0.600	0.109E-03	9.370	8.750	0.026
2002	0.236	-0.039	0.275	0.600	0.109E-03	11.490	8.727	0.023
2003	0.561	-0.036	0.596	0.600	0.109E-03	15.900	8.758	0.615
2004	0.008	-0.005	0.013	0.600	0.109E-03	9.150	9.035	0.055
2005	0.150	0.042	0.109	0.600	0.109E-03	10.550	9.463	0.011
2006	0.250	0.087	0.164	0.600	0.109E-03	11.660	9.900	0.001
2007	0.043	0.140	-0.097	0.600	0.109E-03	9.480	10.444	0.135
2008	0.408	0.187	0.221	0.600	0.109E-03	13.650	10.948	0.004
2009	0.152	0.228	-0.076	0.600	0.109E-03	10.570	11.405	0.118
2010	0.011	0.312	-0.301	0.600	0.109E-03	9.180	12.405	0.337
2011	0.139	0.381	-0.242	0.600	0.109E-03	10.430	13.285	0.273
2012	0.062	0.397	-0.335	0.600	0.109E-03	9.660	13.506	0.374
2013	-0.531	0.387	-0.918	0.600	0.109E-03	5.340	13.373	1.025

Selectivities by age

Year	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1988	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
1989	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
1990	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
1991	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
1992	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
1993	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
1994	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
1995	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
1996	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
1997	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
1998	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
1999	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
2000	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
2001	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
2002	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
2003	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
2004	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
2005	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
2006	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
2007	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
2008	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
2009	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
2010	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
2011	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
2012	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620
2013	0.016	0.037	0.123	0.405	0.706	0.932	1.000	0.986	0.918	0.865	0.822	0.620

 5.3 US_RR<145

Lognormal dist.

average numbers

Ages 1 - 5

log-likelihood = 3.42

deviance = 5.41

Chi-sq. discrepancy= 6.49

Year	Observed	Residuals Predicted	Standard (Obs-pred)	Q Deviation	Untransfrmd Catchabil.	Untransfrmd Observed	Chi-square Predicted	Discrepancy
1980	-0.148	-0.101	-0.047	0.600	0.593E-05	0.800	0.839	0.095
1981	-0.841	-0.223	-0.619	0.600	0.593E-05	0.400	0.743	0.698
1982	0.817	-0.223	1.040	0.600	0.593E-05	2.100	0.742	4.292
1983	0.179	-0.131	0.310	0.600	0.593E-05	1.110	0.814	0.045
1985	-0.387	0.000	-0.387	0.600	0.593E-05	0.630	0.928	0.432
1986	-0.174	0.030	-0.204	0.600	0.593E-05	0.780	0.956	0.235
1987	0.274	0.021	0.252	0.600	0.593E-05	1.220	0.948	0.013
1988	0.065	0.018	0.047	0.600	0.593E-05	0.990	0.945	0.036
1989	0.065	0.186	-0.121	0.600	0.593E-05	0.990	1.117	0.156
1990	-0.031	0.233	-0.263	0.600	0.593E-05	0.900	1.171	0.296
1991	0.306	0.161	0.144	0.600	0.593E-05	1.260	1.090	0.003
1992	-0.124	0.029	-0.153	0.600	0.593E-05	0.820	0.956	0.185

Selectivities by age

Year	1	2	3	4	5
1980	0.269	1.000	0.831	0.173	0.111
1981	0.269	1.000	0.831	0.173	0.111
1982	0.269	1.000	0.831	0.173	0.111
1983	0.269	1.000	0.831	0.173	0.111
1985	0.269	1.000	0.831	0.173	0.111
1986	0.269	1.000	0.831	0.173	0.111
1987	0.269	1.000	0.831	0.173	0.111
1988	0.269	1.000	0.831	0.173	0.111
1989	0.269	1.000	0.831	0.173	0.111
1990	0.269	1.000	0.831	0.173	0.111
1991	0.269	1.000	0.831	0.173	0.111
1992	0.269	1.000	0.831	0.173	0.111

 5.4 US_RR_66_114

Lognormal dist.

average numbers

Ages 2 - 3

log-likelihood = 0.14

deviance = 21.17

Chi-sq. discrepancy = 14.66

Year	Observed	Residuals Predicted	Standard (Obs-pred)	Q Deviation	Untransfrmd Catchabil.	Untransfrmd Observed	Chi-square Predicted	Discrepancy
1993	0.314	-0.090	0.404	0.600	0.836E-05	1.100	0.734	0.146
1994	-1.128	-0.108	-1.020	0.600	0.836E-05	0.260	0.721	1.127
1995	0.324	-0.125	0.449	0.600	0.836E-05	1.110	0.708	0.220
1996	0.708	0.042	0.666	0.600	0.836E-05	1.630	0.838	0.902
1997	1.082	0.076	1.006	0.600	0.836E-05	2.370	0.866	3.813
1998	0.548	-0.061	0.610	0.600	0.836E-05	1.390	0.756	0.665
1999	0.504	-0.068	0.572	0.600	0.836E-05	1.330	0.750	0.533
2000	0.168	0.138	0.030	0.600	0.836E-05	0.950	0.922	0.045
2001	-0.557	0.108	-0.665	0.600	0.836E-05	0.460	0.895	0.751
2002	0.611	-0.012	0.623	0.600	0.836E-05	1.480	0.794	0.718
2003	-0.672	-0.001	-0.671	0.600	0.836E-05	0.410	0.802	0.758
2004	1.021	0.329	0.692	0.600	0.836E-05	2.230	1.116	1.032
2005	0.998	0.595	0.403	0.600	0.836E-05	2.180	1.457	0.144
2006	-0.326	0.253	-0.578	0.600	0.836E-05	0.580	1.034	0.652
2007	-0.579	-0.272	-0.307	0.600	0.836E-05	0.450	0.612	0.343
2008	-0.831	0.002	-0.833	0.600	0.836E-05	0.350	0.805	0.936
2009	-0.831	-0.016	-0.815	0.600	0.836E-05	0.350	0.791	0.917
2010	-0.275	-0.225	-0.050	0.600	0.836E-05	0.610	0.641	0.098
2011	-0.004	-0.247	0.243	0.600	0.836E-05	0.800	0.627	0.010
2012	-0.697	-0.321	-0.376	0.600	0.836E-05	0.400	0.583	0.420
2013	-0.379	0.004	-0.383	0.600	0.836E-05	0.550	0.807	0.428

Selectivities by age

Year	2	3
1993	0.471	1.000
1994	0.471	1.000
1995	0.471	1.000
1996	0.471	1.000
1997	0.471	1.000
1998	0.471	1.000
1999	0.471	1.000
2000	0.471	1.000
2001	0.471	1.000
2002	0.471	1.000
2003	0.471	1.000
2004	0.471	1.000
2005	0.471	1.000
2006	0.471	1.000
2007	0.471	1.000
2008	0.471	1.000
2009	0.471	1.000
2010	0.471	1.000
2011	0.471	1.000
2012	0.471	1.000
2013	0.471	1.000

5.5 US_RR_115_144

Lognormal dist.

average numbers

Ages 4 - 5

log-likelihood = 2.81

deviance = 15.84

Chi-sq. discrepancy= 9.89

Year	Observed	Residuals Predicted	Standard (Obs-pred)	Q Deviation	Untransfrmd Catchabil.	Untransfrmd Observed	Chi-square Predicted	Chi-square Discrepancy
1993	0.136	0.111	0.025	0.600	0.961E-05	0.990	0.966	0.048
1994	-1.201	-0.054	-1.147	0.600	0.961E-05	0.260	0.819	1.246
1995	-0.316	-0.106	-0.210	0.600	0.961E-05	0.630	0.777	0.241
1996	-0.169	-0.175	0.006	0.600	0.961E-05	0.730	0.726	0.059
1997	-1.281	-0.121	-1.160	0.600	0.961E-05	0.240	0.765	1.257
1998	0.041	0.037	0.004	0.600	0.961E-05	0.900	0.896	0.060
1999	-0.115	0.022	-0.137	0.600	0.961E-05	0.770	0.883	0.170
2000	0.385	-0.112	0.497	0.600	0.961E-05	1.270	0.773	0.322
2001	0.454	0.010	0.443	0.600	0.961E-05	1.360	0.873	0.210
2002	1.102	0.116	0.985	0.600	0.961E-05	2.600	0.971	3.532
2003	-0.382	0.038	-0.420	0.600	0.961E-05	0.590	0.898	0.470
2004	-0.254	-0.093	-0.161	0.600	0.961E-05	0.670	0.787	0.193
2005	-0.316	-0.013	-0.303	0.600	0.961E-05	0.630	0.853	0.338
2006	0.524	0.452	0.073	0.600	0.961E-05	1.460	1.357	0.024
2007	0.538	0.564	-0.026	0.600	0.961E-05	1.480	1.520	0.080
2008	0.468	-0.026	0.494	0.600	0.961E-05	1.380	0.842	0.314
2009	-0.796	-0.210	-0.586	0.600	0.961E-05	0.390	0.701	0.661
2010	0.361	0.041	0.321	0.600	0.961E-05	1.240	0.900	0.053
2011	0.385	-0.053	0.438	0.600	0.961E-05	1.270	0.820	0.200
2012	0.250	-0.244	0.495	0.600	0.961E-05	1.110	0.677	0.316
2013	0.185	-0.184	0.370	0.600	0.961E-05	1.040	0.719	0.101

Selectivities by age

Year 4 5

1993	1.000	0.888
1994	1.000	0.888
1995	1.000	0.888
1996	1.000	0.888
1997	1.000	0.888
1998	1.000	0.888
1999	1.000	0.888
2000	1.000	0.888
2001	1.000	0.888
2002	1.000	0.888
2003	1.000	0.888
2004	1.000	0.888
2005	1.000	0.888
2006	1.000	0.888
2007	1.000	0.888
2008	1.000	0.888

2009 1.000 0.888
 2010 1.000 0.888
 2011 1.000 0.888
 2012 1.000 0.888
 2013 1.000 0.888

 5.6 US_RR_145_177

Not used

 5.7 US_RR>195

Lognormal dist.
 average numbers
 Ages 10 - 16
 log-likelihood = 2.49
 deviance = 5.24
 Chi-sq. discrepancy= 6.08

Year	Observed	Residuals Predicted	Standard (Obs-pred)	Q Deviation	Untransfrmd Catchabil.	Untransfrmd Observed	Chi-square Predicted	Discrepancy
1983	1.165	0.132	1.033	0.600	0.286E-04	2.810	1.001	4.181
1984	0.355	0.114	0.240	0.600	0.286E-04	1.250	0.983	0.009
1985	-0.019	0.083	-0.102	0.600	0.286E-04	0.860	0.953	0.140
1986	-0.562	0.034	-0.596	0.600	0.286E-04	0.500	0.907	0.672
1987	-0.504	0.018	-0.522	0.600	0.286E-04	0.530	0.893	0.587
1988	0.069	-0.002	0.071	0.600	0.286E-04	0.940	0.875	0.025
1989	-0.143	-0.034	-0.109	0.600	0.286E-04	0.760	0.847	0.145
1990	-0.331	-0.075	-0.256	0.600	0.286E-04	0.630	0.814	0.288
1991	-0.067	-0.113	0.046	0.600	0.286E-04	0.820	0.783	0.037
1992	0.037	-0.158	0.195	0.600	0.286E-04	0.910	0.749	0.001

Selectivities by age

Year	10	11	12	13	14	15	16
1983	0.247	0.295	0.453	0.569	0.781	1.000	0.907
1984	0.247	0.295	0.453	0.569	0.781	1.000	0.907
1985	0.247	0.295	0.453	0.569	0.781	1.000	0.907
1986	0.247	0.295	0.453	0.569	0.781	1.000	0.907
1987	0.247	0.295	0.453	0.569	0.781	1.000	0.907
1988	0.247	0.295	0.453	0.569	0.781	1.000	0.907
1989	0.247	0.295	0.453	0.569	0.781	1.000	0.907
1990	0.247	0.295	0.453	0.569	0.781	1.000	0.907
1991	0.247	0.295	0.453	0.569	0.781	1.000	0.907
1992	0.247	0.295	0.453	0.569	0.781	1.000	0.907

 5.8 US_RR>195_COMB

 Not used

 5.9 US_RR>177

Lognormal dist.
 average numbers
 Ages 8 - 16
 log-likelihood = -5.77
 deviance = 32.99
 Chi-sq. discrepancy= 39.33

Year	Observed	Residuals Predicted	Standard (Obs-pred)	Q Deviation	Untransfrmd Catchabil.	Untransfrmd Observed	Chi-square Predicted	Discrepancy
1993	-0.161	-0.325	0.164	0.600	0.168E-04	0.690	0.586	0.001
1994	0.148	-0.303	0.451	0.600	0.168E-04	0.940	0.599	0.224
1995	0.333	-0.236	0.568	0.600	0.168E-04	1.130	0.640	0.520
1996	1.413	-0.151	1.564	0.600	0.168E-04	3.330	0.697	20.669
1997	0.616	-0.121	0.737	0.600	0.168E-04	1.500	0.718	1.282
1998	0.693	-0.118	0.811	0.600	0.168E-04	1.620	0.720	1.784
1999	0.842	-0.118	0.960	0.600	0.168E-04	1.880	0.720	3.223
2000	-0.252	-0.124	-0.128	0.600	0.168E-04	0.630	0.716	0.162
2001	0.532	-0.091	0.623	0.600	0.168E-04	1.380	0.740	0.717
2002	0.873	-0.085	0.958	0.600	0.168E-04	1.940	0.744	3.202
2003	-0.588	-0.094	-0.494	0.600	0.168E-04	0.450	0.737	0.555
2004	-0.091	-0.072	-0.019	0.600	0.168E-04	0.740	0.754	0.075
2005	-0.220	-0.016	-0.204	0.600	0.168E-04	0.650	0.797	0.235
2006	-0.634	0.041	-0.675	0.600	0.168E-04	0.430	0.844	0.762
2007	-0.898	0.083	-0.981	0.600	0.168E-04	0.330	0.880	1.089
2008	-0.706	0.126	-0.832	0.600	0.168E-04	0.400	0.919	0.935
2009	-1.028	0.173	-1.200	0.600	0.168E-04	0.290	0.963	1.293
2010	0.148	0.311	-0.162	0.600	0.168E-04	0.940	1.106	0.194
2011	-0.317	0.382	-0.700	0.600	0.168E-04	0.590	1.188	0.790
2012	-0.220	0.360	-0.580	0.600	0.168E-04	0.650	1.161	0.654
2013	-0.483	0.378	-0.861	0.600	0.168E-04	0.500	1.183	0.966

Selectivities by age

Year	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1993	0.225	0.314	0.291	0.402	0.466	0.614	0.853	1.000	0.764
1994	0.225	0.314	0.291	0.402	0.466	0.614	0.853	1.000	0.764
1995	0.225	0.314	0.291	0.402	0.466	0.614	0.853	1.000	0.764
1996	0.225	0.314	0.291	0.402	0.466	0.614	0.853	1.000	0.764
1997	0.225	0.314	0.291	0.402	0.466	0.614	0.853	1.000	0.764
1998	0.225	0.314	0.291	0.402	0.466	0.614	0.853	1.000	0.764
1999	0.225	0.314	0.291	0.402	0.466	0.614	0.853	1.000	0.764
2000	0.225	0.314	0.291	0.402	0.466	0.614	0.853	1.000	0.764
2001	0.225	0.314	0.291	0.402	0.466	0.614	0.853	1.000	0.764
2002	0.225	0.314	0.291	0.402	0.466	0.614	0.853	1.000	0.764
2003	0.225	0.314	0.291	0.402	0.466	0.614	0.853	1.000	0.764
2004	0.225	0.314	0.291	0.402	0.466	0.614	0.853	1.000	0.764

2005 0.225 0.314 0.291 0.402 0.466 0.614 0.853 1.000 0.764
 2006 0.225 0.314 0.291 0.402 0.466 0.614 0.853 1.000 0.764
 2007 0.225 0.314 0.291 0.402 0.466 0.614 0.853 1.000 0.764
 2008 0.225 0.314 0.291 0.402 0.466 0.614 0.853 1.000 0.764
 2009 0.225 0.314 0.291 0.402 0.466 0.614 0.853 1.000 0.764
 2010 0.225 0.314 0.291 0.402 0.466 0.614 0.853 1.000 0.764
 2011 0.225 0.314 0.291 0.402 0.466 0.614 0.853 1.000 0.764
 2012 0.225 0.314 0.291 0.402 0.466 0.614 0.853 1.000 0.764
 2013 0.225 0.314 0.291 0.402 0.466 0.614 0.853 1.000 0.764

 5.10 JLL_AREA_2_(WEST)

Lognormal dist.
 month 0 numbers
 Ages 2 - 16
 log-likelihood = -1.14
 deviance = 41.12
 Chi-sq. discrepancy= 30.41

Year	Observed	Residuals Predicted	Standard (Obs-pred)	Q Deviation	Untransfrmd Catchabil.	Untransfrmd Observed	Chi-square Predicted	Discrepancy
1976	-0.454	0.350	-0.804	0.600	0.355E-05	0.610	1.364	0.906
1977	0.899	0.240	0.658	0.600	0.355E-05	2.360	1.222	0.868
1978	0.171	0.153	0.018	0.600	0.355E-05	1.140	1.120	0.052
1979	-0.208	0.067	-0.275	0.600	0.355E-05	0.780	1.027	0.308
1980	0.439	-0.058	0.496	0.600	0.355E-05	1.490	0.907	0.320
1981	0.698	-0.171	0.869	0.600	0.355E-05	1.930	0.810	2.268
1982	-0.302	-0.298	-0.005	0.600	0.355E-05	0.710	0.713	0.066
1983	-0.804	-0.259	-0.545	0.600	0.355E-05	0.430	0.742	0.614
1984	0.060	-0.225	0.285	0.600	0.355E-05	1.020	0.767	0.028
1985	0.206	-0.172	0.377	0.600	0.355E-05	1.180	0.809	0.110
1986	-2.368	-0.182	-2.186	0.600	0.355E-05	0.090	0.801	1.895
1987	-0.208	-0.145	-0.063	0.600	0.355E-05	0.780	0.831	0.108
1988	0.206	-0.154	0.360	0.600	0.355E-05	1.180	0.823	0.090
1989	0.030	-0.171	0.201	0.600	0.355E-05	0.990	0.810	0.001
1990	-0.158	-0.098	-0.060	0.600	0.355E-05	0.820	0.871	0.105
1991	-0.158	-0.064	-0.095	0.600	0.355E-05	0.820	0.901	0.133
1992	0.263	-0.054	0.317	0.600	0.355E-05	1.250	0.911	0.050
1993	0.247	-0.026	0.273	0.600	0.355E-05	1.230	0.936	0.022
1994	0.171	-0.023	0.194	0.600	0.355E-05	1.140	0.939	0.000
1995	-0.134	-0.030	-0.104	0.600	0.355E-05	0.840	0.932	0.141
1996	0.787	-0.034	0.821	0.600	0.355E-05	2.110	0.929	1.862
1997	0.302	-0.025	0.328	0.600	0.355E-05	1.300	0.937	0.059
1998	-0.454	-0.030	-0.424	0.600	0.355E-05	0.610	0.932	0.475
1999	-0.376	-0.033	-0.343	0.600	0.355E-05	0.660	0.930	0.383
2000	-0.158	0.006	-0.164	0.600	0.355E-05	0.820	0.966	0.196
2001	-0.614	0.029	-0.643	0.600	0.355E-05	0.520	0.989	0.726
2002	-0.454	0.036	-0.490	0.600	0.355E-05	0.610	0.996	0.551
2003	-0.471	0.018	-0.489	0.600	0.355E-05	0.600	0.978	0.549
2004	-0.595	0.056	-0.650	0.600	0.355E-05	0.530	1.016	0.735

2005	-0.406	0.153	-0.559	0.600	0.355E-05	0.640	1.119	0.630
2006	0.135	0.217	-0.082	0.600	0.355E-05	1.100	1.194	0.122
2007	0.565	0.208	0.357	0.600	0.355E-05	1.690	1.183	0.086
2008	-0.275	0.210	-0.484	0.600	0.355E-05	0.730	1.185	0.544
2009	0.559	0.181	0.378	0.600	0.355E-05	1.680	1.151	0.111
2010	-0.454	0.139	-0.593	0.600	0.355E-05	0.610	1.104	0.669
2011	0.992	0.113	0.879	0.600	0.355E-05	2.590	1.075	2.364
2012	1.324	0.068	1.256	0.600	0.355E-05	3.610	1.028	8.628
2013	1.003	0.010	0.993	0.600	0.355E-05	2.620	0.970	3.638

Selectivities by age

Year	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1976	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1977	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1978	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1979	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1980	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1981	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1982	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1983	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1984	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1985	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1986	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1987	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1988	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1989	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1990	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1991	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1992	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1993	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1994	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767
1995	0.073	0.555	0.622	0.823	1.000	0.946	0.926	0.857	0.671	0.461	0.552	0.717	0.816	0.905	0.767

1996 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 1997 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 1998 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 1999 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 2000 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 2001 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 2002 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 2003 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 2004 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 2005 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 2006 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 2007 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 2008 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 2009 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 2010 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 2011 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 2012 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767
 2013 0.073 0.555 0.622 0.823 1.000 0.946 0.926 0.857 0.671 0.461 0.552 0.717 0.816 0.905
 0.767

 5.11 JLL_AREA_3_(31+32)

Not used

 5.12 JLL_AREAS_17+18

Not used

 5.13 LARVAL_ZERO_INFLATED

Lognormal dist.
 average biomass

Ages 9 - 16

log-likelihood = 2.22

deviance = 30.31

Chi-sq. discrepancy= 27.93

Year	Observed	Residuals Predicted	Standard (Obs-pred)	Q Deviation	Untransfrmd Catchabil.	Untransfrmd Observed	Chi-square Predicted	Discrepancy
1977	1.512	1.006	0.506	0.600	0.727E-07	2.250	1.356	0.344
1978	2.181	0.843	1.338	0.600	0.727E-07	4.390	1.152	11.007
1981	0.491	0.177	0.314	0.600	0.727E-07	0.810	0.592	0.047
1982	0.867	0.074	0.793	0.600	0.727E-07	1.180	0.534	1.655
1983	0.527	0.024	0.503	0.600	0.727E-07	0.840	0.508	0.335
1984	-0.470	0.005	-0.475	0.600	0.727E-07	0.310	0.498	0.533
1986	-0.348	-0.099	-0.249	0.600	0.727E-07	0.350	0.449	0.281
1987	-0.470	-0.130	-0.340	0.600	0.727E-07	0.310	0.435	0.379
1988	0.806	-0.132	0.938	0.600	0.727E-07	1.110	0.434	2.968
1989	0.223	-0.158	0.382	0.600	0.727E-07	0.620	0.423	0.116
1990	-0.407	-0.210	-0.197	0.600	0.727E-07	0.330	0.402	0.228
1991	-0.502	-0.228	-0.274	0.600	0.727E-07	0.300	0.395	0.307
1992	-0.166	-0.276	0.110	0.600	0.727E-07	0.420	0.376	0.011
1993	-0.119	-0.305	0.185	0.600	0.727E-07	0.440	0.366	0.000
1994	0.085	-0.338	0.423	0.600	0.727E-07	0.540	0.354	0.175
1995	-0.813	-0.315	-0.498	0.600	0.727E-07	0.220	0.362	0.559
1996	0.466	-0.320	0.786	0.600	0.727E-07	0.790	0.360	1.601
1997	-0.407	-0.314	-0.093	0.600	0.727E-07	0.330	0.362	0.132
1998	-1.506	-0.293	-1.213	0.600	0.727E-07	0.110	0.370	1.304
1999	-0.075	-0.251	0.176	0.600	0.727E-07	0.460	0.386	0.000
2000	-0.685	-0.192	-0.492	0.600	0.727E-07	0.250	0.409	0.553
2001	-0.075	-0.161	0.086	0.600	0.727E-07	0.460	0.422	0.019
2002	-0.726	-0.144	-0.581	0.600	0.727E-07	0.240	0.429	0.656
2003	0.466	-0.137	0.603	0.600	0.727E-07	0.790	0.432	0.640
2004	0.104	-0.126	0.230	0.600	0.727E-07	0.550	0.437	0.006
2005	-1.013	-0.068	-0.945	0.600	0.727E-07	0.180	0.463	1.053
2006	-0.054	-0.018	-0.035	0.600	0.727E-07	0.470	0.487	0.087
2007	-0.240	0.071	-0.311	0.600	0.727E-07	0.390	0.532	0.348
2008	-0.470	0.168	-0.638	0.600	0.727E-07	0.310	0.587	0.720
2009	0.157	0.232	-0.075	0.600	0.727E-07	0.580	0.625	0.117
2010	-0.240	0.312	-0.552	0.600	0.727E-07	0.390	0.677	0.621
2011	0.721	0.359	0.362	0.600	0.727E-07	1.020	0.710	0.092
2012	-0.502	0.429	-0.932	0.600	0.727E-07	0.300	0.762	1.039
2013	0.681	0.516	0.165	0.600	0.727E-07	0.980	0.831	0.001

Selectivities by age

Year	9	10	11	12	13	14	15	16
1977	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1978	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1981	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1982	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1983	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1984	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1986	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718

1987	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1988	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1989	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1990	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1991	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1992	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1993	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1994	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1995	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1996	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1997	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1998	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
1999	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
2000	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
2001	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
2002	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
2003	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
2004	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
2005	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
2006	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
2007	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
2008	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
2009	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
2010	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
2011	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
2012	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718
2013	0.019	0.059	0.143	0.231	0.425	0.437	1.000	0.718

5.14 GOM_PLL_1-6

Lognormal dist.
month 0 numbers
Ages 9 - 16
log-likelihood = 5.83
deviance = 10.81
Chi-sq. discrepancy= 6.85

Year	Observed	Residuals Predicted	Standard (Obs-pred)	Q Deviation	Untransfrmd Catchabil.	Untransfrmd Observed	Chi-square Predicted	Discrepancy
1992	0.335	-0.257	0.593	0.600	0.266E-04	0.800	0.442	0.602
1993	-0.240	-0.321	0.081	0.600	0.266E-04	0.450	0.415	0.021
1994	-0.550	-0.313	-0.238	0.600	0.266E-04	0.330	0.419	0.269
1995	-0.613	-0.287	-0.326	0.600	0.266E-04	0.310	0.429	0.364
1996	-1.156	-0.261	-0.896	0.600	0.266E-04	0.180	0.441	1.002
1997	-0.550	-0.162	-0.388	0.600	0.266E-04	0.330	0.487	0.434
1998	-0.463	-0.103	-0.361	0.600	0.266E-04	0.360	0.516	0.403
1999	0.064	-0.079	0.143	0.600	0.266E-04	0.610	0.529	0.003
2000	0.442	-0.117	0.559	0.600	0.266E-04	0.890	0.509	0.489
2001	-0.115	-0.049	-0.066	0.600	0.266E-04	0.510	0.545	0.110
2002	-0.176	-0.018	-0.157	0.600	0.266E-04	0.480	0.562	0.189

2003	0.408	-0.058	0.465	0.600	0.266E-04	0.860	0.540	0.252
2004	0.310	-0.068	0.378	0.600	0.266E-04	0.780	0.534	0.111
2005	0.031	-0.008	0.039	0.600	0.266E-04	0.590	0.567	0.040
2006	-0.333	0.062	-0.395	0.600	0.266E-04	0.410	0.609	0.442
2007	-0.039	0.058	-0.098	0.600	0.266E-04	0.550	0.606	0.136
2008	0.789	0.181	0.608	0.600	0.266E-04	1.260	0.686	0.660
2009	0.607	0.229	0.378	0.600	0.266E-04	1.050	0.720	0.110
2010	0.442	0.281	0.161	0.600	0.266E-04	0.890	0.758	0.001
2011	0.244	0.317	-0.074	0.600	0.266E-04	0.730	0.786	0.116
2012	0.851	0.434	0.417	0.600	0.266E-04	1.340	0.883	0.166
2013	-0.286	0.539	-0.825	0.600	0.266E-04	0.430	0.981	0.928

Selectivities by age

Year	9	10	11	12	13	14	15	16
1992	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
1993	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
1994	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
1995	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
1996	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
1997	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
1998	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
1999	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
2000	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
2001	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
2002	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
2003	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
2004	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
2005	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
2006	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
2007	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
2008	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
2009	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
2010	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
2011	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
2012	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394
2013	0.037	0.084	0.274	0.126	0.323	0.290	1.000	0.394

5.15 JLL_GOM

Lognormal dist.

month 0 numbers

Ages 9 - 16

log-likelihood = 1.11

deviance = 5.95

Chi-sq. discrepancy= 4.28

Year	Observed	Residuals Predicted	Standard (Obs-pred)	Q Deviation	Untransfrmd Catchabil.	Untransfrmd Observed	Chi-square Predicted	Discrepancy
1974	0.153	0.454	-0.302	0.600	0.113E-04	0.968	1.309	0.337

1975	-0.442	0.386	-0.828	0.600	0.113E-04	0.534	1.222	0.931
1976	-0.221	0.318	-0.539	0.600	0.113E-04	0.666	1.142	0.607
1977	0.094	0.168	-0.073	0.600	0.113E-04	0.913	0.982	0.115
1978	0.053	-0.022	0.075	0.600	0.113E-04	0.876	0.812	0.023
1979	0.438	-0.207	0.645	0.600	0.113E-04	1.287	0.675	0.809
1980	0.332	-0.430	0.762	0.600	0.113E-04	1.158	0.541	1.438
1981	-0.407	-0.667	0.260	0.600	0.113E-04	0.553	0.426	0.016

Selectivities by age

Year	9	10	11	12	13	14	15	16
-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
1974	0.031	0.067	0.104	0.299	0.604	0.638	1.000	0.856
1975	0.031	0.067	0.104	0.299	0.604	0.638	1.000	0.856
1976	0.031	0.067	0.104	0.299	0.604	0.638	1.000	0.856
1977	0.031	0.067	0.104	0.299	0.604	0.638	1.000	0.856
1978	0.031	0.067	0.104	0.299	0.604	0.638	1.000	0.856
1979	0.031	0.067	0.104	0.299	0.604	0.638	1.000	0.856
1980	0.031	0.067	0.104	0.299	0.604	0.638	1.000	0.856
1981	0.031	0.067	0.104	0.299	0.604	0.638	1.000	0.856

5.16 TAGGING

Lognormal dist.

average numbers

Ages 1 - 3

log-likelihood = 1.59

deviance = 9.08

Chi-sq. discrepancy= 7.09

Year	Observed	Residuals Predicted	Standard (Obs-pred)	Q Deviation	Untransfrmd Catchabil.	Untransfrmd Observed	Untransfrmd Predicted	Chi-square Discrepancy
-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
1970	1.232	0.545	0.686	0.600	0.931E+00	1065132.000	536220.973	1.003
1971	1.170	0.357	0.813	0.600	0.931E+00	1001624.000	444197.230	1.802
1972	0.329	0.311	0.018	0.600	0.931E+00	431955.000	424194.423	0.052
1973	-0.526	0.093	-0.620	0.600	0.931E+00	183616.000	341262.415	0.700
1974	0.094	0.591	-0.497	0.600	0.931E+00	341589.000	561527.986	0.558
1975	0.579	0.329	0.250	0.600	0.931E+00	554596.000	431903.249	0.012
1976	-0.205	-0.012	-0.193	0.600	0.931E+00	253265.000	307263.452	0.224
1977	-0.189	-0.250	0.062	0.600	0.931E+00	257385.000	241994.349	0.029
1978	-0.943	-0.360	-0.583	0.600	0.931E+00	121110.000	216958.797	0.658
1979	-1.146	-0.418	-0.728	0.600	0.931E+00	98815.000	204684.106	0.822
1980	-0.479	-0.547	0.068	0.600	0.931E+00	192541.000	179878.526	0.026
1981	0.084	-0.640	0.724	0.600	0.931E+00	337995.000	163849.383	1.207

Selectivities by age

Year	1	2	3
-----	-----	-----	-----
1970	1.000	1.000	1.000
1971	1.000	1.000	1.000
1972	1.000	1.000	1.000

1973	1.000	1.000	1.000
1974	1.000	1.000	1.000
1975	1.000	1.000	1.000
1976	1.000	1.000	1.000
1977	1.000	1.000	1.000
1978	1.000	1.000	1.000
1979	1.000	1.000	1.000
1980	1.000	1.000	1.000
1981	1.000	1.000	1.000

TOTAL NUMBER OF FUNCTION EVALUATIONS = 14329