

REPORT OF THE 2017 ICCAT BLUEFIN STOCK ASSESSMENT MEETING*(Madrid, Spain 20-28 July, 2017)*

Anon.

SUMMARY

The meeting was held at the ICCAT Secretariat in Madrid (20-28 July). Both the eastern and western stocks were assessed using a variety of models. In addition to substantial revisions to historical fishery data, new fishery-independent series of relative abundance, and new information on life history, a wide range of estimation models were applied to both stocks, including revised configurations of the virtual population analyses (VPAs), statistical catch-at-length, statistical catch-at-age and other integrated assessment models. Of these, the only models deemed to have progressed enough at the conclusion of the meeting to be considered as the basis of management advice were the VPA applications for the eastern stock and the VPA and Stock Synthesis applications for the western stock.

RÉSUMÉ

La réunion a été tenue au Secrétariat de l'ICCAT à Madrid du 20 au 28 juillet 2017. Les stocks de l'Est et de l'Ouest ont été évalués au moyen de divers modèles. Outre les révisions importantes des données historiques des pêcheries, de nouvelles séries d'abondance relative indépendantes des pêcheries et de nouvelles informations sur le cycle vital, un large éventail de modèles d'estimation a été appliqué aux deux stocks, y compris des configurations révisées des analyses de population virtuelle (VPA), un modèle statistique de la prise par taille, un modèle statistique de la prise par âge et d'autres modèles d'évaluation intégrés. Parmi ceux-ci, les seuls modèles que l'on a estimés avoir suffisamment progressés à la fin de la réunion afin de pouvoir être considérés comme la base de l'avis de gestion étaient les applications VPA pour le stock de l'Est et les applications VPA et Stock Synthèse pour le stock de l'Ouest.

RESUMEN

La reunión se celebró en la Secretaría de ICCAT, en Madrid, del 20 al 28 de julio de 2017. Tanto el stock oriental como el occidental se evaluaron utilizando diferentes modelos. Además de las importantes revisiones de datos pesqueros históricos, nuevas series de abundancia relativa independientes de la pesquería y nueva información sobre el ciclo vital, se aplicaron a ambos stocks una amplia gama de modelos, lo que incluye configuraciones revisadas de análisis de población virtual (VPA), estadístico de captura por talla, estadístico de captura por edad y otros modelos de evaluación integrados. De estos, los únicos modelos que se considera que han progresado lo suficiente al final de la reunión para ser considerados como base del asesoramiento en materia de ordenación fueron las aplicaciones del VPA para el stock oriental y las aplicaciones del VPA y del Stock Synthesis para el stock occidental.

1. Opening, adoption of agenda and meeting arrangements

The meeting was held at the ICCAT Secretariat in Madrid 20 to 28 July 2017. Dr. Clay Porch (USA), the Species Group (“the Group”) Coordinator and meeting Chairman, opened the meeting and welcomed participants. Drs. Gary Melvin (Canada) and Ana Gordo (EU-Spain), the Rapporteurs for the western Atlantic and eastern Atlantic and Mediterranean stocks, respectively, served as co-Chairs. Mr. Driss Meski (ICCAT Executive Secretary) welcomed the participants and highlighted the importance of the meeting due to the high Commission expectations of the assessment as regards to the revisions to the old data, availability of new data, and the updating of the indices of abundance. The Chairs proceeded to review the Agenda which was adopted with minor changes (**Appendix 1**).

The List of Participants is included in **Appendix 2**. The List of Documents presented at the meeting is attached as **Appendix 3**. The following served as rapporteurs:

<i>Sections</i>	<i>Rapporteur</i>
Items 1 and 9	M. Neves dos Santos
Item 2	G. Melvin
Item 3	
Item 3.1 and 3.2	G. Diaz, M. Ortiz, A. Kimoto
Item 3.3 and 3.4	A. Hanke
Item 3.5	J. Hoenig, L. Ailloud
Item 3.6	H. Arrizabalaga, L. Kerr
Item 3.7	A. Gordo, G. Melvin
Item 4	J.J. Maguire, S. Cadrin
Item 5	T. Itoh, C. Porch, S. Nakatsuka, A. Kimoto, J. Walter
Item 6	C. Brown, T Rouyer, J. Walter, S. Cadrin, M. Lauretta, R. Sharma
Item 7	A. Hanke, C. Porch, G. Melvin, A. Gordo and D. Die
Item 8	G. Melvin and A. Gordo

2. Review of the scientific papers presented at the Working Group

The Coordinator noted that 26 documents and 1 presentation had been submitted for review. The respective summaries are compiled in **Appendix 4**, as provided by the authors. Priority was given for those documents directly related with the 2017 bluefin tuna stock assessment. Due to the lack of time, the four papers were not presented nor reviewed by the Group. The first of these papers refer to Task II (SCRS/2017/171), of which a first draft was presented and accepted during the Data Preparatory meeting to update the French and Spanish purse seine catch-at-size for the Mediterranean bluefin tuna fisheries between 1970 and 2010. The second corresponding to Task I data (SCRS/2017/169) comprised the revision of Atlantic bluefin tuna nominal catches from EU-Spain. Document SCRS/2017/149 provided a preliminary report of the ICCAT GBYP aerial survey for bluefin tuna spawning aggregations conducted in 2017. Finally, document SCRS/2017/131 provides the distribution of both conventional and electronic tags that were deployed in the Atlantic Ocean and in the Strait of Gibraltar, and later recovered or popped-off in the Mediterranean Sea.

3. Review and update data for stock assessment

3.1 Biology

Document SCRS/2017/083 presented five different hypothesis of natural mortality (M) for western bluefin tuna. All five hypotheses were confronted with empirical survival estimates from a discrete Brownie tag return model applied to the conventional tagging data for the period 1965 to 2016. Although the conventional tagging data contained considerable information on survival over time, no one hypothesis of natural mortality could be selected from the set of candidates based on the analysis. However, if the survival estimates for the period 1995 to 1999 are an accurate measure of total survival and representative of larger fish compared to other periods, then a natural mortality rate greater than 0.12 per year for this group is inconsistent with the results.

The Group noted that the Brownie model provided estimates of total survival for tag cohorts, aggregated across ages, which were used to refute several hypotheses about the natural mortality rate of Atlantic bluefin. The Group asked how the estimates of M at age values were obtained. It was explained that the estimates were obtained using a Lorenzen function based on the mean weight-at-age estimated from the adopted growth curve and length-weight relationship, and scaled to an asymptotic rate of 0.1. It was noted that the estimated survival patterns from the

tagging analysis were different from the apical fishing mortality (F) trends estimated by the VPA. However, the Group discussed that this result was not unexpected because both the age composition of the tagged fish and the overall selectivity of the fleets have changed over time. For example, in the 1970s most tag deployments and recaptures were of small bluefin tuna from the U.S. purse seine fishery. Survival estimates from the tagging analysis indicate lower survival during this time period, consistent with both tagging of younger fish and higher levels of F on younger fish as estimated in the VPA. Tag-based survival estimates have increased, largely due to a shift towards tagging larger fish rather than reflecting the overall pattern of apical F from the VPA. The Group also discussed whether M might have changed over time. While there was a general agreement that this could be the case, the Group felt that it had insufficient data to estimate this and thus agreed to assume a constant M-at-age vector for the assessment. Furthermore, the Group was informed of the results of a new study that estimated western bluefin tuna natural mortality using acoustic tags in Canada. This study estimated M ranging from 0.04 to 0.09 (pers. comm. A. Boustany 2017). It was also pointed out that the CCSBT considers in the operating model a range of values for M at age 10 whose median of about 0.07 is somewhat lower than 0.1 (pers. comm. R. Hillary 2017). The Group acknowledged this issue and proposed scaling the Lorenzen function to asymptote at a value of $M=0.07$ for the oldest fish as a sensitivity run.

Document SCRS/2017/164 presented estimates of the fraction of the western bluefin tuna that spawn by age based on a comparison of the age frequency of fish collected on the Gulf of Mexico spawning grounds with the age frequency estimated from the 2014 assessment (Anon. 2015). The results suggest that fish under the age of nine seldom spawn in the Gulf of Mexico and that peak spawning frequency is not achieved until about age 15. The authors recommended a procedure for estimating the fraction spawning at age based on the estimated selectivity of fish on the presumed spawning grounds (rather than relying on out of date assessments).

The age and length composition from the landings used in the study was assumed to be representative of the length composition of the bluefin tuna in the Gulf of Mexico. The Group also acknowledged that since the data were collected by scientific observer programmes, data quality was probably not an issue of concern. It was discussed if size selectivity could have affected the results of the analysis and if selectivity could be dome shaped. The Group noted that if that is the case, then the results would be even more skewed towards older ages. Finally, it was noted that the Mexican bluefin tuna fishery has shown a broader range of sizes in some years, including fish as small as 120 cm FL, and it was suggested that these data should be included in future analysis. However, the Group agreed that the fraction of those small fish in the total catch was negligible and using that data would not significantly change the results of the current analysis.

Document SCRS/2017/170 provided the results of using direct ageing to estimate a length-age key and a growth curve of eastern bluefin tuna. The study used otoliths and spines collected between 1984 and 2013.

The Group noted that the growth fitting results showed a relatively poor fit of ages eight and above. It was noted that it seems to be a selectivity bias in the fitting of smaller fish. It was mentioned that the Group might want to consider using different growth functions for different age ranges. It is well known that energy allocation shifts from growth in the earlier ages to reproduction output in the older ages. Therefore, it is not implausible that growth can be better described using more than just one growth function. For example, the Group could consider using the growth estimated by Cort (1991) and Cort *et al.* (2014) for the earlier ages and the Allouid *et al.* (2017) growth function for the older ages. The Group also discussed using observed mean length at age from the raw data instead of the growth curve for using cohort slicing. The Group decided to apply the Cort (1991) growth curve for cohort slicing despite apparent miss-fitting to older ages. However, the Group noted that a growth function is needed for stock status projections.

Apart from these new contributions, a summary of the current assumptions concerning life history attributes as used in the assessment is provided in the **Table 1** for the West Atlantic and East Atlantic and Mediterranean stocks.

3.2 Catch estimates

During the March data preparatory meeting (Anon., in press) the Group reviewed the basic Task I and Task II CAS and size data (refer to section 3.1 of that report for details). During the intersession, the Secretariat finalized the consultations with scientists and CPCs to classify the catches by gear from the unknown category. As agreed by the Working Group, the Task I was updated to include the so-called “inflated catches” as part of the best estimate of total removals for East bluefin tuna for the period 1998-2007. The inflated catches were all assigned to the purse seine gear. **Table 2** and **Figure 1** present the total catch used in the current assessment for each stock for the period 1950–2015. The Secretariat also provided a compilation of the historical catches of bluefin tuna since 1512, recovered primarily under the ICCAT GBYP initiatives (**Figure 2**).

For assessment models that require fleet-specific catch statistics (see section 4), the Secretariat, in collaboration with the lead analysts, prepared the distribution of the Task I into the fleet-structure. A total of 13 fleet-gear categories were created for the East bluefin tuna, and 11 fleet-gear categories for the West bluefin tuna. These fleet-gear categories were also directly associated with the corresponding size frequency samples as input for the catch statistical models. **Table 3** shows the fleet-gear structure and the corresponding allocation of catch by year (**Figure 3**).

3.2.1 Review Task I statistics to be used for projections

During the data preparatory meeting it was agreed to use 2015 as the terminal year for assessment purposes. The Secretariat informed the Group that prior to this meeting there were incomplete reports of bluefin catches for 2016. During the meeting scientists from the main fleets reported their preliminary estimates of 2016 catches for the western stock: Japan 345.4 t, Canada 480 t, and USA 1,025 t. For the other flags it was agreed to carry-over the catches of 2015. In total, the estimated catch for West bluefin tuna was 1,912.4 t in 2016. For the assessment model that required fleet-gear specific catches, the same fleet-gear proportions as in 2015 were assumed. **Table 4** summarizes the estimates for 2016 West bluefin tuna catches. For the East bluefin tuna, there were no preliminary reports available, therefore the Working Group agreed using the TAC allocation for 2016 (19,296 t) for projections.

3.2.2 Task II size

Document SCRS/2017/166 presents a detailed review and preliminary analyses of size frequency samples for bluefin tuna. In relation to the Task II size frequencies (T2SZ) harmonization task, progress was reported at the data preparatory meeting (Anon. in press). During the intersession, there were important updates to the size data:

West bluefin tuna:

- i) Update of the size samples for the Canadian hand-line fishery for the period 1974-1985. These size samples were also used for the construction of the CAS and CAA for this particular gear-fleet.
- ii) Review of the size samples from the USA Gulf of Mexico longline fleet where some fish had been miscoded in the ICCAT data base as fork length measurements when in fact they were pectoral fin to fork measures. Scientist will provide updated values and appropriate conversion factors for these size samples. In the meanwhile, these samples were converted to SFL for statistical catch-at-length analysis.

East bluefin tuna:

- i) Update of the size samples for the EU-France and EU-Spain purse seine fleets (SCRS/2017/171) for the period 1970-2010, based on mean weight per set operation.
- ii) Update of the stereo-camera size measures from the caged bluefin tuna 2014-2015.
- iii) Update of the estimated size at capture from harvested farm bluefin tuna (SCRS/2017/024) for the period 2008-2015.

Most of the new size samples were also integrated into the estimation of the CAS and CAA. For the East bluefin tuna, some size samples were available from two or more sources (e.g. stereo-camera, back calculated size at catch from harvested farm fish, and Annual Reports), creating a potential duplication of information mainly from purse seine and trap fisheries. A priority scheme was applied when overlapping of size data was available. This scheme gave highest priority to samples from the stereo-camera reports, followed by back-calculation from harvested fish, and least importance to Annual Reports.

All size samples were revised and allocated into the fleet-gear structure for the catch-statistical models, creating annual size frequency samples (SCRS/2017/166). A minimum of 75 measured fish per year was imposed for each size-frequency samples, fleet-gear strata. Samples with extreme skewness or kurtosis were also carefully revised and checked before being included, and fish greater than 350 cm SFL were excluded. **Figure 4** shows the size distribution in each fleet-gear category for the West and East stocks.

3.2.3 Catch at size and Catch at Age

Most of the new size samples were also integrated into the estimation of the CAS and CAA. The CAS was constructed by the Secretariat following similar guidelines as in prior assessments for substitutions by fleet, gear, area and quarter when size samples, CAS or CAA were unavailable. **Table 5** presents the substitutions used in the current CAS. During the intersession the Secretariat created a CAA using the 'cohort slicing' method as done in prior assessments based on the monthly estimated size at age from the growth models; von Bertalanffy growth model for the East and Mediterranean bluefin tuna stock (Cort, 1991; Cort *et al.*, 2014) and Richards growth model

for the West bluefin tuna stock (Ailloud *et al.*, 2017). An alternative ageing protocol was used to generate a CAA, using a parametric growth (same growth models) that uses variance of size at age to estimate a probability distribution of ages for a given size. Document SCRS/2017/181 compares both ageing protocols using a catch curve analyses on the estimated CAA. Overall both ageing protocols estimated comparable CAA and estimates of total mortality from the catch curve were similar for the west stock, some more variable for the east stock.

3.3 Relative abundance estimates and CPUE

The relative abundance indices recommended for use in the stock assessment were outlined in detail at the data preparatory meeting and are briefly listed under “Methods”. The reader is referred to the data preparatory report for further details (Anon. in press).

Document SCRS/2017/082 provided three standardized relative indices of bluefin tuna abundance using fish caught by the Atlantic Moroccan and EU-Portugal traps in the area close to the Strait of Gibraltar. These were based on factors such as year, month and TrapID/location. A single index covered 1998 to 2016 and two separate indices were created for 1998 to 2011 and from 2012 to 2016 in response to possible changes in the fishing operation (e.g. the quotas was reached in short time).

The following paragraphs describe several index papers presented to the assessment but not used in the current assessment.

Document SCRS/2017/180 provided a standardized relative index of bluefin tuna abundance based on data from Tunisian purse seiners (2009 to 2016). The annual values of the CPUE have been high in the past three years and the overall trend was similar to the trend in the mean weight of the fish.

The Group noted that VMS data was available and could be used to improve future estimates of effort and it was indicated that this data was available for all the purse seine vessels.

Document SCRS/2017/172 provided an updated nominal index of relative bluefin tuna abundance using the Balfegó purse seiners and a second index based on the Balfegó joint purse seine fishing fleet. Both indices exhibited trends similar to the Japanese longline indices. The CPUE based on the joint fishing fleet was more stable than either the Japanese index or Balfegó vessels over the last three years. The average weight of fish in 2017, as estimated by skippers, did not differ from stereo-camera estimated weights of 2016.

The Group noted that joint fishing operations that caught fish for farms would affect the estimates of effort and consequently the CPUE trend and inquired about the availability of VMS data to correct or better define the effort. It was noted that this information should be available for the Balfegó vessels. The Group also inquired about the availability of echo sounder or sonar data to provide school density estimates. It was indicated that the area fished is small and did not correspond with the whole aerial survey area and that commercial echo sounders do not generally have the ability to record.

Document SCRS/2017/184 provided a nominal index of bluefin tuna abundance based on Japanese longline fishing operations on the Algerian territorial waters and under Algerian catch quota conducted between 2000 and 2006. The yield was shown to improve with increasing SST and temperatures of 20° C were optimal. The prevalence of females also increased with increasing SST. Data for purse seine operations was also available (2010-2017) but did not produce an index of abundance due to the difficulty of defining a consistent unit of fishing effort.

The Group inquired about the measure of fishing effort used in the CPUE. It was indicated that the number of vessels was used for effort. The Group suggested that more appropriate measures of effort should be considered in the future.

3.4 Tagging

No new information was presented, although both electronic and conventional tagging data presented at the data preparatory meeting were summarized for input into mixing models. The Group noted that the data base for electronic tags did not include any information to indicate whether the tag had been recovered by the fishery or not. Several investigators provided this information during the course of the meeting, but the data set remained too incomplete for use in models during the meeting.

3.5 Age composition (age-length keys)

Document SCRS/2017/170 dealt with re-examination of historical spine readings and established that the historical method used for aging provides equivalent results to those obtained by using the currently adopted standardized methodology, and that these records can therefore be used for estimating growth and age composition. It also attempted to develop a new growth curve for the eastern Atlantic using the same methodology used for the west (e.g., the methodology of Ailloud *et al.*, 2017). Both the new von Bertalanffy and the Richards model gave rise to patterns in the residuals. The reason for the misfit was largely due to the lack of older individuals in the dataset as well as possible differences in selectivity pattern between young and old fish. Consequently, it was proposed to explore more flexible models. The Group proposed two possible alternatives when no acceptable parametric growth model is available: i) using mean lengths at age (from the raw data) to form an empirical growth curve and use this for cohort slicing the catch-at-size; or ii) use a “morphed curve” linking the Cort (1991) and Cort *et al.* (2014) model for younger ages and the Ailloud *et al.* (2017) model for older ages.

Document SCRS/2017/179, presented estimates of catch at age for both the eastern and western stocks based on the combined forward-inverse age-length key (Hoenig *et al.*, 2002). After initial problems in maximizing the likelihood, an ad hoc procedure was developed that bounded the estimates of probability-at-age away from zero and facilitated convergence. The Group noted that the catch at age matrix for the western Atlantic seemed to track strong and weak cohorts well. In general, the combined key gave results similar to cohort slicing with some differences in the magnitudes of the cohorts and the year class assigned to one strong cohort (**Figure 5**). However, three concerns about the combined key were raised by the Group: 1) Some cohorts seem to nearly disappear only to reappear a year later, causing instability in the VPA, 2) the calculated mean weight in the plus group was lower than that of the 15 year olds due to small sample sizes for age 15, and 3) a strong 2002 year class appears throughout the western catch at age matrix whereas there was concern that this might be the 2003 year class. For the eastern Atlantic, there were greater problems with convergence of the combined forward-inverse key due to small sample sizes of larger individuals; additionally, the estimates of age composition varied greatly from year to year for the most recent three years.

The catch at age estimates for the west from the combined forward-inverse key were run through the VPA and it was noted that it produced some odd patterns of extremely high F's followed by extremely low F's due to the apparent disappearance and reappearance of cohorts. It was therefore decided by the Group to conduct a run of the western VPA where the age composition for the most recent five years (2010-2015) was obtained from the combined forward-inverse age length key, and the age composition for years prior to 2010 obtained from cohort slicing. The plus group for the run was set at age 16+. The results were presented to the Group. Concern was expressed that there was an apparent shift in selectivity due to the change in method for estimating age composition. It was therefore decided to use cohort slicing to create the base VPAs and use the catch-at-age matrix from the combined forward-inverse key only as a sensitivity run. For the eastern VPA, it was decided to use the age composition obtained from cohort slicing based on the Cort (1991) and Cort *et al.* (2014) curve, despite being aware that there is a misfit to old specimens, since L_{∞} is poorly estimated due to the lack of old fish in the fitting.

For the stock synthesis (SS3) models the age-length pairs were input as age frequency distributions by length bins (at 4 cm intervals for the East and 5 cm intervals for the West) for each year and fishery from which the data were collected. This effectively uses the data analogous to an age length key rather than as age composition. This input allowed the integrated models to use the information from sparse age-length data without assuming that the data was representative of ages across the full range of sizes. Aging data was input with both aging error and an aging bias, described below.

Upon further examination of the age data the Group noted that the mean size at age of spine samples appeared systematically larger than the mean size at age in the otolith samples (**Figures 6 and 7**). Ageing experts explained that spine readings for young fish (<7 years) are thought to be very reliable but expressed concern over the estimated ages of the otolith samples up to age 7 because young fish are known to deposit bands that can be misinterpreted as being annual in samples of young individuals, making otolith ages more likely to be overestimated. The data used to build the combined forward-inverse age-length key for the west stock consists mainly of otolith data (~10 spine samples), which could explain why the strong cohort apparent in the catch at age derived from the combined forward-inverse key was being assigned to the 2002 year class instead of the 2003. The Group recommended that an ageing bias vector be added to the Stock Synthesis model since it is able to account for that potential source of bias. Upon request, an ageing bias vector was produced using data from paired otolith-spine samples collected in the past (Rodriguez-Marin *et al.*, 2016) by assuming spine readings are correct for fish up to age 7 (**Table 6**). A vector of bias corrected aged otoliths was created by taking the weighted average of the age readings of otolith samples associated with each age group of the corresponding spine samples.

3.6 Stock composition (otolith microchemistry, genetics)

No new documents on stock composition were presented during the meeting. The Group agreed to rely on the stock composition data compiled during the 2016-2017 data preparatory meetings into an ICCAT Stock Composition Database. The database includes stock composition data from the ICCAT GBYP, Canada, USA and the EU. During the meeting, new stock composition data from the USA was added to the Database. This data is composed of assignments based on otolith chemistry of US-collected Atlantic bluefin tuna from the Gulf of Maine for the period 2010-2011. Individual assignment of this data was based on the random forest procedure (Hanke *et al.*, 2016). In addition, corrections to the database were made in the assignment of year and area to the individual assignments of origin. The final database was made available for the different models being used for stock assessment as well as the MSE approach.

The combined database includes 6,886 individuals with information on their probability of being eastern origin (**Figure 8**). Following the criteria adopted during the 2016 and 2017 data preparatory meetings, fish were assigned to origin only when the probability of eastern origin was lower than 0.3 (assigned to the west, n=2773) or higher than 0.7 (assigned to the east, n=2727).

Currently, the database allows for estimation of stock composition for all bluefin areas except the SC_ATL. **Figure 9** illustrates the proportion of eastern origin fish by area estimated from the ICCAT Stock Composition Database. Stock composition information by area suggests no mixed stock composition within the two main spawning areas (i.e. 100% western origin fish within the GOM and nearly 100% eastern origin fish within the MED), minimal mixed stock composition within SE_ATL, E_ATL, NE_ATL, and NC_ATL and greater mixed stock composition within the W_ATL, CAR, and GSL. Atlantic areas defined within the eastern stock boundary showed eastern origin proportions higher than 0.6, while western areas showed eastern proportions below 0.8.

Data to inform the estimates of stock proportions are most abundant since 2009, when most analyses have been conducted. However, data from the late 1970s and 1990s are available for certain areas (W_ATL and GOM). Results suggest that there is substantial inter-annual variation in the proportions estimated within a given area. Within single areas, proportions can also vary between fishing gears, especially in large areas (e.g. W_ATL) where different gears (e.g. longline and rod and reel) operate in different areas (**Figure 10**).

Information from the ICCAT Stock Composition Database was examined for the purpose of informing revision to population-of-origin VPAs (SCRS/2017/174). Temporal trends in proportion east were examined by fleet (defined by area and gear) to determine stock composition assumptions for population-of-origin VPAs. The following rules were used in determining stock composition to inform this model and resulting estimates are shown in **Figure 11**:

- i) If data suggests annual differences in the proportion of eastern fish, time-varying estimates of stock composition are proposed by fleet.
- ii) Multi-year estimates of proportion of eastern fish are proposed to be used for years with no data or sample sizes less than 14 (based on the minimum sample size needed to detect a difference between 0.7 and 0.3).
- iii) Considering some apparent anomalies, median proportions among aggregated samples were used to determine stock composition by fleet.

3.7 Other data

No information was presented.

4. Methods relevant to the stock assessment

The 2017 stock assessment was conducted for both stocks of Atlantic bluefin tuna. In addition to substantial revisions to historical fishery data, new fishery-independent series of relative abundance, and new information on life history, a wide range of estimation models were applied to both stocks, including revised configurations of the virtual population analyses (VPAs), statistical catch-at-length, statistical catch-at-age and other integrated assessment models. Of these, the only models deemed to have progressed enough at the conclusion of the meeting to be considered as the basis of management advice were the VPA applications for the eastern stock (section 4.1) and the VPA and Stock Synthesis applications for the western stock (section 4.2). The specifications for the remaining models are given together in section 4.3.

4.1 Methods – East

4.1.1 VPA Specifications applied to the East Atlantic and Mediterranean stock

A revised configuration of the VPA-2Box software was used (Porch *et al.*, 2001, ICCAT Catalogue <https://github.com/ICCAT/software/wiki/2.10-VPA2Box>). In previous assessments, the approach was to start from the last assessment and progressively make modifications in a step by step process. Because of the large number of changes in the input data, the revision of Task I and Task II data, the revision of stock size indices, and the length of the time series, as a result of the various data preparatory meetings, such a progressive approach was impractical, and no continuity run was conducted. In this context, the ICCAT GBYP has been extremely useful in recovering and making available data, particularly on size composition (SCRS/2017/166).

An exploratory data analysis was conducted of the eastern Atlantic and Mediterranean bluefin dataset prepared for the Virtual Population Analysis in SCRS/2017/123. These data include the catch-at-age of the whole stock, catch per unit effort and their partial catches. The analysis explored correlations and conflicts between the CPUE series, the selection patterns of the main fleets and fishing mortality of the terminal ages the main parameter estimated by VPA. The analysis was used to help develop scenarios for use in the assessment.

Stock assessment models are vulnerable to abnormal observations (outliers), which may result in biased estimates of parameters, underestimation of uncertainty, and poor prediction skill. Therefore influential points should be identified and their impact explored. SCRS/2017/104 and SCRS/2017/124 therefore presented a cross-validation of the East Atlantic and Mediterranean Virtual Population Analysis assessment to show how to estimate bias and validate stock assessment scenarios.

Prior to the assessment meeting, a large range of options and parameters were explored such as testing different scenarios (SCRS/2017/168) for the ratio of the fishing mortality in the plus group to the last true age fishing mortality (F_{ratio}), the number of years and strength of the recruitment and vulnerability penalties, as well as consideration of the variance scaling of the indices of stock size. Two methods to calculate the average weights at age (WAA) were tested: i) based on the growth curve, ii) by dividing the total catch at age in weight by the total catch at age in numbers. Both approaches produced strongly decreasing WAA in the plus group (10+). This provided too many models to compare to one another. To reduce the number of runs, a first selection was made by excluding inappropriate ones. Models were considered inappropriate if they provided median SSB for the time series that were unrealistically high (>500,000 t), if the retrospective patterns of SSBs were too severe, and if model diagnostics were poor. The best of the remaining models were then ranked in terms of the Akaike information criterion (AIC). It was pointed out, however, that the model selection process cannot be based on AIC if constraints or data are changed among runs. Nevertheless, the results provided useful guidance for subsequent formulations developed during the meeting.

The model input parameters used in the analyses described below are summarized in **Table 1**.

The stock indices of abundance were as agreed at the March 2017 data preparatory meeting (**Table 7**):

1. 'MOR_SP_TP', Combined Morocco – EU-Spain trap for 1981 to 2011
2. 'MOR_POR_TP', Combined Morocco – EU-Portugal trap for 2012 to 2015
3. 'JPN_LL_EastMed', Japanese longline in the East and Mediterranean for 1975 to 2009
4. 'JPN_LL1_NEA', Japanese longline in the Northeast Atlantic for 1990 to 2009
5. 'JPN_LL2_NEA', Japanese longline in the Northeast Atlantic for 2010 to 2015
6. 'SP_BB1', EU-Spain baitboat for 1952 to 2006
7. 'SP_BB2', EU-Spain and EU-France baitboat for 2007 to 2014
8. 'FR_AER', French aerial survey for 2000 to 2003, 2009 to 2012 and 2014-2015
9. 'WMED_LARV', Larval index in the western Mediterranean for 2001 to 2005 and 2012 to 2015

The EU-France aerial survey index is based on the number of schools observed taking into account the detectability of various size of schools. While the number of small, medium and large schools has been recorded the actual size of what is a small, a medium or a large school in any given year is not known. Noting that the proportions of the various sizes of schools differed between the first and the two following periods, the Group decided to treat the first period (2000 to 2003) as a separate index (FR_AER1 and FR_AER2).

The Group noted that the depth sampled by oblique plankton tows for the larval survey had changed from about 69m in the first period (2001 to 2005) to 24 to 32m depending on the year in the second period (2012 to 2015). The authors explained to the Group by correspondence how the index had been standardized for account for the change in depth. Concerns remained that the series should be split; however, the Group decided to use it as a single series.

A three-year constraint on vulnerability ($\text{stdev}=0.4$, see document SCRS/2017/168 for details) and no constraints on recruitment or on the stock recruitment relationship were applied (for details on the VPA2-box a manual is available at <https://github.com/ICCAT/software/wiki/2.10-VPA2Box>). All CPUE indices belonging to the same gear class were equally weighted, whereas each fishery-independent survey series was weighted separately. Terminal year F's were estimated for ages 1 to 9. The F-ratios were estimated for 1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015. The periods were decided based on the F-ratio trends estimated as a random walk (Runs 1-11 in **Table 8**), which appeared consistent with expectations based on major changes in regulations and other developments in the fishery.

The input and output files for the base VPA are included as **Appendix 5** (not included in the Report).

A brief description of the primary runs made during the meeting is provided in **Table 8**.

4.2 Methods – West

4.2.1 VPA Specifications applied to the West stock

A revised configuration of VPA-2Box, was used for the assessment (Porch *et al.*, 2001, available in the ICCAT software catalogue: <https://github.com/ICCAT/software/wiki>). A continuity configuration of VPA-2Box run from the 2014 assessment was updated with fishery and survey data through 2015 (SCRS/2017/173). The age range 1-16+ years was maintained for the base case configuration. Consistent with decisions made at the data preparatory meeting, the major changes for the 2017 assessment include:

- The natural mortality (M) assumption was revised from a constant instantaneous rate of $M=0.14$ to an age-varying rate derived from the Lorenzen method scaled to $M=0.1$ at the oldest ages. This decision was supported by an analysis of tag-recovery data (SCRS/2017/083);
- Two spawning-at-age scenarios were assumed to represent the fraction of each age class that spawns for the western stock; younger (25% spawning at age-3, 50% spawning at age-4, 100% spawning at ages-5+, as in the eastern bluefin tuna stock), and older (logistic function with 0% spawning at age-5, 50% spawning at age-10, and 100% spawning at age-15) based on age distribution in the Gulf of Mexico (SCRS/2017/164);
- Catch-at-age estimates were substantially revised with new growth curve (Ailloud *et al.*, 2017), new Task I (total catch) and Task II (age and size composition) data;
- The starting year of the assessment was revised from 1970 to 1974, because there were limited size composition samples before 1974;
- The Canadian rod and reel indices, 'CAN_GSL' and 'CAN_SWNS', were combined to form a single Canadian CPUE series ('CAN_Combined_RR') 1984-2015;
- The Japanese longline index in the western Atlantic West of 45°W, was split to two series, 1976-2009 'JPN_LL' and 2010-2015 'JPN_LL_RECENT', and the partial catch-at-age was revised to reflect recent changes in selectivity;
- Canadian Acoustic Survey was included as an index, 'CAN_GSL_Acoustic' 1994-2015; and
- Revised age ranges for tuning indices.

The following relative indices of abundance were used to calibrate the VPA as agreed at the 2017 data preparatory meeting (**Table 9**):

- 'Larval Survey', Gulf of Mexico larval survey 1977-2015
- 'CAN_GSL_Acoustic', Canadian Gulf of St. Lawrence acoustic survey, 1994-2015
- 'CAN_Combined_RR' (GSL and SWNS), Canadian combined large fish index for the Gulf of St. Lawrence and Southwestern Nova Scotia 1984-2015
- 'US_RR_66_114', US rod and reel of fish 66-114cm 1993-2015
- 'US_RR_115_144', US rod and reel of fish 115-144cm 1993-2015
- 'US_RR<145', US rod and reel of fish <145cm 1980-1992
- 'US_RR>195', US rod and reel of fish >195cm 1983-1992
- 'US_RR>177', US rod and reel of fish larger than 177cm

- ‘JPN_LL’, Japanese longline in the western Atlantic West of 45°W 1976-2009
- ‘JPN_LL_RECENT’, Japanese longline in the western Atlantic West of 45°W 2010-2015
- ‘JPN_LL_GOM’, Japanese longline in the Gulf of Mexico 1974-1981
- ‘US_LL_GOM’ US Gulf of Mexico pelagic longline 1992-2015

Many exploratory configurations were considered, including alternative catch-at-age derived from age-length keys, time-varying catchability of indices from the western Atlantic area, relative statistical weights of indices, fishing mortality rate of age-16+ relative to age-15 (F-ratios), time varying selectivity of the Japanese longline in the western Atlantic for 2010 to 2015, a penalty on vulnerability changes for the last three years, a younger oldest age group (age-10+), and alternative starting seeds for the iterative solution. The VPA Results were somewhat sensitive to the estimation of F-ratios, but the estimated ratios were not well determined. After considering and comparing the F-ratio estimates from SS3, the VPA F-ratios were fixed at 1 for the base case. Results were relatively insensitive to the age of the plus group (10Plus or 16Plus), except for estimates from 1970s. Results were relatively insensitive to the vulnerability penalty and alternative approaches to modelling selectivity of the JPN_LL_RECENT index. Absolute estimates of stock size varied among explorations, but general trends were consistent (**Figure 12**). Run 30 was selected as the base model based on the diagnostics from all exploratory analyses and other estimation models.

Revised estimates of catch-at-age based on a combined forward-inverse age-length key (SCRS/2017/179) did not adequately track cohorts to support the VPA assumption of no measurement error in the catch-at-age.

With some conflicting trends among indices, VPA results were sensitive to the statistical weighting of the indices. The conflicting recent trends in Canadian CPUE vs. US rod and reel CPUE of large fish (US_RR>177) were considered to reflect a shift in distribution from US to Canadian waters, and several model revisions were explored to resolve the conflict: i) Time-varying catchability was explored for western Atlantic indices, ii) Adjusted indices in the western Atlantic area were also explored to account for their relationship with the Atlantic Multidecadal Oscillation (AMO), and iii) several alternative approaches to index weighting.

The Group decided that, for the final west bluefin tuna VPA model: i) to exclude the Canadian CPUE (CAN_Combined_RR) and the US rod and reel index of large fish (US_RR>177); ii) to weight the two fishery independent indices according to their input CV (with a minimum CV of 0.3) and the fishery CPUE series by their input CV plus an additional variance term estimated within the VPA to account for additional process error. The CAN_Combined_RR' and the US_RR>177 indices were ultimately removed because they indicated opposing trends and were believed to be the indices most sensitive to the hypothesis of shifting spatial distribution of fish.

4.2.2 Stock Synthesis Specifications applied to the West stock

An application of Stock Synthesis (SS3) was developed for western Atlantic bluefin tuna with 1951-2015 catch (assumed to have no measurement error) from thirteen fleets (JAPAN_LL, USA_CAN_PSFs, USA_CAN_PSFb, USA_TRAP, USA_CAN_HARPOON, USA_RRFB, USA_RRFS, OTHER_ATL_LL, CAN_HOOKLINE, GOM_LL_US_MEX, JLL_GOM, CAN_TRAP, CAN_GSL1). Fleet structure and data inputs follow (SCRS/2017/166) with some modifications to achieve homogenous fleets and similar composition data: The US_CAN traps series was split, the US_CAN purse seine was split between PS-FS (<145 cm SFL) and PS_FB (>145 cm SFL), and the US_RR was split between RR-FS (<145 cm SFL) and RR_FB (>145 cm SFL).

The SS model was fit to eleven indices of stock size: IND1_JPN_LL, IDX2_US_RR_66_114, IDX3_US_RR_115_144, IDX4_US_RR<145, IDX5_US_RR>177, IDX6_US_RR>195, IDX7_US_LL_GOM, IDX8_JPN_LL_GOM, IDX9_CAN_Combined_RR, IDX10_Larval_Survey, IDX11_JPN_LL_Recent, and IDX12_CAN_GSL_ACOUSTIC (see **Table 9**) assuming lognormal error with CV of 0.2 for each index value in each year. Index selectivities were generally assumed to be identical to their respective fleet except for several size-specific indices for (e.g. US_RR_115_144), where the selectivity parameters were fixed to only select between these size ranges.

Size frequency data was input from 1955-2015 assuming multinomial distributions with iterative weighting of effective sample size, and age-length observations 1975-2015, assuming an aging error CV of 0.1 (Busawon D.S., *et al.* 2015). During the meeting a concern was raised that the otoliths may give an age estimate biased high due to a false band for young ages. A revised aging error and aging bias vector was obtained based upon paired otolith-spine readings and was used to account for aging bias:

Age	0.58	1.86	2.79	3.82	5.10	5.93	7.31	8.83	8.50	9.50	
	10.50	11.50	12.50	13.50	14.50	15.50	16.50	17.50	18.50	19.50	
	20.50	21.50	22.50	23.50	24.50	25.50	26.50	27.50	28.50	29.50	
	30.50	31.50	32.50	33.50	34.50						
SE	0.14	0.41	0.54	0.62	0.73	0.75	0.89	1.07	1.09	1.14	1.22
	1.34	1.52	1.85	2.04	1.76	1.66	1.44	1.53	2.20	2.31	2.43
	2.54	2.65	2.77	2.88	2.99	3.10	3.22	3.33	3.44	3.56	3.67
	3.78	3.89									

Size at age was initially input with a CV as a function of age but was switched to be a function of length during the meeting to more closely match growth assumptions of Ailloud *et al.* (2017).

The initial SS model had 93 estimated parameters. Final model estimate parameters due to the inclusion of time blocks on selectivity and coefficients on the AMO relationship with catchability. Size-based selectivity was estimated as a logistic function for some fleets (CAN_HL, GOM_LL_US_MEX, JLL_GOM, CAN_TRAP, US_CAN_HARPOON, OTH_ATL_LL) and double-normal functions for the other fleets (JPN_LL, US_CAN_PSF, US_CAN_PSF, US_TRAP, US_RRF, US_RRF). Selectivity of CAN_GSL Acoustic survey was assumed to be the same as the early CAN_GSL1 fisheries because of similar availability. In some cases severely confounded parameters were fixed to avoid high correlations between confounded parameters of the double normal selectivity.

A 'near virgin' stock was assumed for 1950, with an estimate of fishing mortality in the first year from two fleets (SA_CAN_HARPOON and USA_TRAP). A Beverton-Holt stock-recruitment function was assumed, and annual recruitment deviations were estimated from 1961 to 2015 with bias adjustment for back-transformation of recruitment deviations estimated on the log scale to recruitment on the arithmetic scale: The bias adjustment ramps up according to the amount of information in the data to estimate recruitment so years with good data have a large bias adjustment and years without have less (Methot and Taylor, 2011).

Growth was estimated internally with a Richards function and was estimated to be similar to Ailloud *et al.* (2017). The natural mortality rate M was assumed to be 0.1 for age-20, scaled with Lorenzen function of growth. Two spawning-at-age scenarios were assumed to represent the spawning scenario assumed for the eastern stock: younger (25% spawning at age-3, 50% spawning at age-4, 100% spawning at ages-5+) and older (logistic curve with 0% spawning at age-5, 50% spawning at age-10, 100% spawning at age-15, based on age distribution in the Gulf of Mexico SCRS/2017/164). Steepness h was estimated to be 0.55 (older spawning) and 0.47 (younger spawning).

Similar to the VPA, there was poor fit to some CPUE indices (e.g., all positive residuals from IDX9_CAN_Combined_RR 2003-2015, and all negative residuals from IDX5_US_RR>177 2005-2015) and the recent time series of JPN_LL composition data (2010-2015). The poor composition data in early time period during peak catches resulted in high CVs on estimated recruitments.

Several alternative SS configurations were explored to investigate alternative M assumptions, alternative approaches to estimating selectivity of the JPN_LL, IDX2_US_RR_66_114, IDX3_US_RR_115_144, USRRFS and CAN_HOOKLINE, the addition of the JLL Brazil index, the inclusion of the AMO as a covariate to inform time-varying catchability (see Schirripa *et al.*, 2017), alternative approaches to estimating recruitment (including a test for regime shift, and unconstrained from a stock-recruit relationship).

Conditional likelihood profiles suggest that the data is consistent with a range of $M=0.05$ to $M=0.1$ and a relatively narrow range of steepness ($h \sim 0.55$ to 0.6), but size composition data are more consistent with a lower value of h and age composition data are more consistent with a higher value of h .

Runs 8 (older spawning) and 9 (younger spawning) were selected as the base models based on diagnostics of all exploratory analyses and comparisons with results from other models.

4.3 Other methods

4.3.1 Alternative Assessments of the eastern and western Stocks (without mixing)

Stock Synthesis 3, ASAP 3, SAM and SCAL were also run using the same or very similar data.

Applications of SS3 were developed for both the West Atlantic (SCRS/2017/176) and eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stocks (SCRS/2017/175). Both sets of models were altered considerably during the meeting. The SS3 model for the western stock was considered sufficiently advanced by the close of the meeting to potentially be used along with the VPA as a primary basis for management advice and is described in detail in section 4.2.2. In contrast, some issues concerning the SS3 model for the eastern stock remained outstanding by the close of the meeting and the Group remained undecided as to whether to use the results as a primary basis for management advice. Accordingly, the description of the application to the eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stocks is included in the present section.

The SS3 application for the eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stock (SCRS/2017/175) grew from an earlier exploration detailed in Irie and Takeuchi (2015). It includes catch data for the years 1950-2015 (assumed to have no measurement error) from fifteen fleets (Baitboat 1 1952-2006, Baitboat 2 2007-2014, LL Japan EastMed 1960's-2009, LL Japan NEA1 1990-2009, LL Japan NEA2 2010-2015, Other LL 1950-2015, PS_Norway 1950-1981, PS_EU (Croatia) 1990-2015, PS_EU (France and Spain) 1970-2015, PS_Other 1951-2015, PS_Inflated 1995-2006, Trap_Morocco_EU (Spain) 1951-2011, Trap_Morocco_EU (Portugal) 2012-2015, Trap_Other 1951-2015, and Other 1951-2015). The SS3 model was fit to indices of abundance (SP_BB1 1952-2006, SP_BB2 2007-2014, JPN_LL_EastMed 1975-2009, JPN_LL1_NEA 1990-2009, JPN_LL2_NEA 2010-2015, MOR_SP_TP 1981-2011, MOR_POR_TP 2012-2015, WMED_LARV 2001-2015 with a gap in 2006-2011, FR_AER1 2001-2003, and FR_AER2 2009-2015 with a gap in 2013) assuming lognormal error with CV=0.4 for the larval and aerial surveys and CV=0.2 for all other indices. The SS3 model was fit to size frequency data 1951-2015 assuming multinomial distributions with a range of effective sample sizes, and age-length observations 1984-2015, fit to predicted length at age according to the growth parameters of Cort (1991) and assuming a CV of 0.1 at age-0, decreasing to CV=0.06 at age-25+.

Size-based selectivity was estimated as a spline for PS and BB, double-normal for LL, and logistic for Trap and Other. A Beverton-Holt stock-recruitment function was assumed, with fixed steepness ($h=0.9$), and annual recruitment deviations were estimated from 1951 to 2014. M was assumed to be 0.1 for age-20, scaled with Lorenzen function of growth. The spawning-at-age scenario for eastern stock was assumed (25% spawning at age-3, 50% spawning at age-4, 100% spawning at ages-5+). The base model (Run 60) included the conditional age at length data. An alternative configuration was tried with three selectivity periods for PS_EU (France and Spain) (1950-1993, 1994-2006, 2007-2014), but it failed to converge unless conditional age at length data observations were removed from the likelihood.

Document SCRS/2017/182 applied the Statistical-Catch-at-Length (SCAL) methodology of Butterworth and Rademeyer (2017) to the catch, abundance index and proportions-at-length data available for the western and eastern North Atlantic bluefin tuna areas. Results were updated during the meeting in an attempt to be as comparable as possible to grouping of fisheries and selectivity blocking as specified (and re-specified) as the meeting progressed for the corresponding SS3 assessments. Specifying selectivity functions that provided satisfactory results which were reasonably compatible with the data proved challenging, particularly for the eastern area, as a result (in part) of the inconsistencies both within and between the abundances indices and catch-at-length information. For the western area, the SCAL results were broadly consistent with those for comparable runs of SS, particularly after about 1990, though they tended to show less variability in annual recruitment. This last result is unsurprising, as with only length information available, adjacent cohorts tend to be smeared together when their relative strengths are estimated. These SCAL analyses also indicated that the data were unlikely to be able to distinguish appreciably different assumptions concerning the spawner biomass-recruitment relationship. For the eastern area assessments, the agreement was not as close (and adequate convergence may not have been achieved in the time available), with the spawner biomass tending to be higher in absolute terms for SCAL compared to SS3, though the recruitment trends estimated by the two approaches were broadly similar.

These eastern analyses suggested to some that the data available may have insufficient information content to estimate biomass reliably in absolute terms.

Document SCRS/2017/153 presented ASAP runs for the West Atlantic, first run with the data from the 2014 stock assessment for ages 1 to 16plus from 1970 to 2013 (Run 4). Trends for SSB, recruitment and fishing mortality were similar to those estimated by the 2014 base VPA. Incorporating the new catch at age produced a different SSB trend when either the 2014 (Run 6) or the updated stock size indices (Run 7) were used (**Figure 13**). The new catch at age, weights at age and stock size indices were then used to extend the analyses to 1960 and 1950 (**Figure 14**, Runs 8 and 9). Extending to 1960 produced very high initial SSB with a declining trend overlapping the SSB estimates from the analysis starting in 1970. However, extending the analysis to 1950 (Run 9) produced substantially lower initial biomass that remained lower than in the other two analyses (Runs 7 and 8) until the late 1980s when SSB estimates were similar for those three analyses. While the runs starting in 1960 and in 1970

produced relatively high SSBs, the exploitable biomass (i.e. the total biomass times the selectivity) were very similar regardless of the starting year. The problem of high SSBs when starting in 1960 or 1970 was solved by setting $\lambda = 1$ on initial numbers and using a low $CV = 0.1$. This solution was first applied to East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna and presented to the Group for comparison with the VPA results. The solution was later applied to western Atlantic bluefin tuna but there was insufficient time for the Group to consider the results.

The configuration for the East Atlantic and Mediterranean was similar to that for the West Atlantic: ages 1 to 16plus, catch at age for a single fleet 1950 to 2015, the same biological parameters as agreed at the 2017 bluefin tuna data preparatory meeting in 2017 for M and fraction spawning. Weights at age were from the ratio of total yield in mass to the total numbers caught. The same stock size indices as in the VPA were used. The fits to the stock indices were similar to those in the VPA, but those to the proportions at age could be improved with fine tuning of the selectivity blocks. The SSB trends with all the indices included were close to those of the VPA from the early 1980s onward and almost identical during 2007-2015. Following discussions of the influence of the larval index and the EU-France aerial survey on the overall results, a run was made without the larval index and one with both indices split in two periods. Both resulted in much lower SSBs with the lowest SSB estimates from the run where the two indices are split (**Figure 15**). Interestingly, while the larval index is an index of SSB, using it in the calibration produces, like in the VPA, a number of relatively strong year classes post 2003. Removing the larval index from the calibration considerably reduces the size of the year classes since 2003 (**Figure 16**).

A State Space assessment model (SAM) was used to better evaluate the impact of uncertainty on the stock assessment advice for the eastern Atlantic and Mediterranean Sea population (SCRS/2017/146). SAM uses the same datasets as the VPA, allows processes such as selectivity to evolve gradually over time, and has fewer parameters than full parametric statistical assessment models (such as SS, SCAL and ASAP). It separates process and measurement error, and quantities such as recruitment and fishing mortality are modelled as random effects, and the projection procedure is an integral part of the assessment rather than a separate procedure. SAM also allows a variety of validation procedures to be applied. The intention of using SAM was not to provide an alternative assessment to the VPA but to help identify the impact of uncertainty on the advice and to propose potential solutions that could be simulation tested using the MSE.

4.3.2 *Mixing models: VPA-2Box overlap, population-of-origin VPAs*

Input data from the most recent stock assessments of Atlantic bluefin tuna fisheries were revised to account for estimates of stock composition (SCRS/2017/174). Assessments of eastern and western fisheries were compared to assessments of eastern-origin and western-origin fish to evaluate the sensitivity of results to stock mixing, as well as to demonstrate a practical approach to operational assessments to account for stock mixing. Estimates of stock size and fishing mortality from the VPAs of both eastern- and western-origin Atlantic bluefin were generally similar to the 2014 ICCAT estimates based on eastern and western Atlantic mixed-stock fisheries, but the western VPA estimates were more sensitive to the assumption of no stock mixing than the eastern VPA. The analysis was revised to apply all available data on stock composition.

Document SCRS/2017/177 developed a simulation model to represent the spatial dynamics of Atlantic bluefin tuna and to test the performance of alternative stock assessment models. A simulation framework previously developed to explore how stock mixing affects the resource and fisheries was conditioned on the available information for Atlantic bluefin tuna and used to generate pseudo data with the same properties as the information available for stock assessment. The analytical framework was a stochastic, age-structured, stock-overlap model that was seasonally and spatially explicit with movement of eastern- and western-origin tuna informed by fishery-independent telemetry information. The operating model was conditioned with 1970 abundance at age, 1970-2013 age-1 abundance, and fishing mortality at age from the 2014 ICCAT stock assessments, which were modified to reflect decisions from the 2017 data preparatory meeting.

Document SCRS/2017/178 simulation tested the performance of VPAs for assessing mixed Atlantic bluefin tuna stocks. Pseudo-data with the typical patterns, quantity, and quality of data available for the most recent stock assessment of Atlantic bluefin tuna were generated using the operating model framework described in SCRS/2017/177. Separate eastern and western stocks were assessed using VPA-2BOX as the estimation model, and model performance was assessed by comparing results across simulations and to the stock and population views of the operating model. The estimation model was sensitive to process error (i.e., stock mixing) and measurement error, biasing estimates of spawning stock biomass, recruitment, and apical fishing mortality. The results suggest that separate virtual population analyses of eastern and western stocks accurately reflect general stock and population trends, but absolute estimates are considerably biased and may provide misleading management advice if the simulations are realistic. The operating model and estimation models will be revised to reflect decisions made at the 2017 ICCAT Atlantic bluefin tuna stock assessment session.

Analyses were also conducted during the meeting that examined the eastern and western populations simultaneously using the two-stock overlap model in VPA-2BOX following the methods described in Porch *et al.* 2001 and the 2008 ICCAT bluefin tuna stock assessment report (Anon. 2009). The approach assumes the two stocks overlap in time and space, but that the degree of overlap (proportion of the stock that moves from one area to the other) is constant in time and space. The boundary between the two areas was assumed to be 45°W. The overlap VPA was run using the eastern base case VPA (but removing the years 1968-1973) and a version of the western base case adapted to age 10+ (the overlap model requires the same years and age range). Preliminary runs used either the stock composition data (discussed above) or conventional tagging data to estimate the mixing rates. Future runs will also use the electronic tagging data, but this could not be done during the workshop because information indicating whether or not the tagged fish had been caught by the fishery had not yet been included in the database available at the workshop.

5. Stock status results

As discussed in section 4 (Methods), stock assessments were conducted for the eastern and western stocks separately (without mixing) using five different frameworks: VPA-2BOX, Stock Synthesis 3, ASAP 3, SAM and SCAL. In addition, two methods were used to examine the possible effects of stock mixing (based on applications of VPA-2BOX). Only the single-stock VPA and, in the case of the western stock, Stock Synthesis, were deemed sufficiently advanced at the conclusion of the meeting to be considered as the basis of management advice. Moreover, the Group requested several additional analyses to be presented during the forthcoming Species Group meeting in 27-29 September 2017, including an analysis explaining the reasons for differences between the VPA and SS3 results for the western stock (SCRS/2017/186), a detailed analysis of the catch at length and composition data from the different models to check for evidence of the recent high recruitments estimated for the eastern stock (SCRS/2017/187), updates on the analysis of bluefin tuna stock mixing (SCRS/2017/188, SCRS/2017/190) and a non-technical summary of major changes between the “synthesis” of the advice of the 2014 and 2017 stock assessment. Accordingly, the Group elected to defer the development of management recommendations to the Species Group meeting.

5.1 Stock status – East

The results from five stock assessment platforms were presented during the course of the meeting (VPA, Stock Synthesis, ASAP, SCAL and SAM). Of these, only the VPA was considered sufficiently advanced at the conclusion of the meeting to be considered as the primary basis for management advice for the eastern stock. Nevertheless, the Group expressed considerable concern over the reliability of the VPA given its assumption that catch-at-age is known exactly when in fact the size composition of many eastern Atlantic and Mediterranean fleets is poorly characterized for a number of years before the implementation of stereo video camera in 2014. Accordingly, the Group recommended considering the four other models (SS, ASAP, SCAL, and SAM) when developing the scientific advice at the September Species Group meeting.

5.1.1 VPA

VPA Diagnostics

The model diagnostics were examined. The fits to the available CPUE indices show some variance around the model predicted values; however strong temporal trends in the residuals were not observed (**Figure 17**). The retrospective analysis for the VPA was conducted back to 2010 (**Figure 18**). There is a high degree of retrospective inconsistency in recruitment estimates whereby the absolute levels of recruitment change substantially with the addition or removal of a single year of data. This inconsistency is most pronounced with the addition of the 2015 data where the 2004-2007 cohorts are now estimated to be equal to and often higher than the 2003 cohort.

The “jackknife” sensitivity analyses (removing one index of abundance at a time) showed generally similar trends, with some variations in recruitment, SSB and F of older fish (**Figure 19**). Estimates of SSB and F10+ for the years 1990-2009 were most sensitive to the removal of the Japanese longline CPUE for the East Atlantic and Mediterranean, Japanese longline CPUE in the northeast Atlantic, and the combined Morocco_EU (Spain) trap CPUE, because they are longer time series that target larger fish. The recent SSB trend became less optimistic without the larval survey index, and more optimistic without the Japanese longline CPUE in the East Atlantic and Mediterranean or the historical EU (Spain) baitboat CPUE.

VPA Results

The VPA base case results, which start in 1968, estimate that SSB peaked at about 350,000 t in the mid-1970s after increasing initially, followed by a decline to 170,000 t in 1991 and remained at around that value up to the mid-2000s. From the late 2000s, SSB exhibits a substantial increase up to 610,000 t in 2015 (**Figure 20**). A similarly strong increase was also estimated in the 2014 assessment; SSBs in 2013 were 650,000 t and 510,000 t in the 2014 and 2017 assessments, respectively. However, as in the 2014 assessment, there is uncertainty about the amplitude of the recent SSB increase estimated by the VPA as indicated by the results shown in **Figure 19**.

Recruitment (age 1) varied between 0.8 and 1.8 million fish until the 1980s, followed by a steady increase towards “high recruitment period” in the mid-1990s and mid-2000s when recruitment fluctuates at around 3 million to 4.5 million. It sharply decreased shortly from 2008 to 2010, but again increased sharply to over 4 million in 2012. Note that the last three year classes (2013-2015) were not shown because VPA generally does not provide reliable estimates of recent recruitment due to limited information about incoming year class strength and uncertainties in the indicators used to track recruitment. The 2014 assessment estimated extraordinarily large year classes in 2004-2007, the plausibility of which was questioned because they were much larger than the estimate for the 2003 year class. In the current assessment, the estimates for the 2004-2007 year-classes are still very large, but more comparable to the estimate for 2003. Nonetheless concern remains owing to the high degree of inconsistency observed in retrospective estimates of recruitment, suggesting that there are conflicting signals in the data as to the absolute magnitude of recent recruitment. In particular, the model estimates very high 2004-2007 year classes when the 2015 data are included that are not evident in earlier retrospectives. As these recruitments form much of the basis for the very high estimates of current SSB, the results from the VPA should continue to be interpreted with caution.

The estimated fishing mortality rates on the younger ages (i.e., average F for ages 2 to 5) displayed a continuous increase until the late 1990s and then showed a sharp decline to reach very low levels after the late 2000s (**Figure 20**). This result was not surprising because the reported catches 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. The trend of F in young ages was similar to that in the 2014 assessment. The fishing mortality for older fish (i.e. F at plus group for ages 10 and older) in the base case run showed an initial decline from 1968 to 1973, and slightly fluctuated around 0.06 afterwards. It sharply increased in 1994 and continued increasing up to 2007 ($F_{10+}=0.55$). This period (from the mid-1990s to the mid-2000s) observed the highest level on fishing mortality of larger fish. Since 2008, there is a rapid decrease in F_{10+} , as already noted in the previous assessments, which related to the regulation, i.e. the drastic reduction of TAC. The trend of F for large fish was similar to that in the 2014 assessment, though the value was generally higher in the 2017 assessment.

The Group also evaluated the results of a sensitivity analysis to the data and parameters used to examine some potential effects of structural uncertainties unaccounted in the base case (**Figure 21**). Changing the F -ratios led to a different perception of the stock status, a result which has been also reported in the previous assessments. In general, all the sensitivity runs resulted in a similar trend to the base case with increasing SSB in recent years, but the rate and amplitude of the increase in SSB remain sensitive to technical assumptions, such as the F -ratios and natural mortality for older ages. The estimated SSB for the last year ranged between 500,000 and 900,000 t. The case of M equal to 0.07 for the plus group showed more pessimistic results with high F s, low recruitment and low SSB. The run that estimates F -ratio using a random walk without splitting the EU-France aerial survey series was most optimistic, leading to the highest final year SSB.

5.1.2 Other models

VPA results were compared to those from other assessment models, including Stock Synthesis 3 (SS3), ASAP, and SCAL (**Figure 22**). The SSB trend and its values since the mid-1980s were generally similar between ASAP and VPA, although ASAP did not show the peak in the mid-1970s estimated by VPA. SSB estimated by ASAP decreased from 450,000 t in 1950 to 210,000 t in 1970, then slightly increased to 250,000 t in the early 1980s followed by a slow decrease to 160,000 t in 2004. SSB showed a sharp increase since 2007 to 660,000 t in 2015. The values of SSB estimated by SS3 were lower than the others, and the trends were not similar except the recent increase since 2007. The SSB estimates from SS3 started at 470,000 t in 1950, decreased to 65,000 t in 1968, and remained at around 100,000 t until the mid-2000s with a slight increase to 150,000 t in the late 1990s. Similar to the other models, SS3 estimated SSB to increase from 110,000 t in 2005 to 240,000 t in 2015.

SSB estimated by an initial application of SCAL was the largest among the model results; SSB started at 170,000 t in 1950 and kept increasing with small fluctuation up to 2015 of 910,000 t. Across all the models, an increase of SSB since 2007 was commonly observed, however, the rate and amplitude were different among models.

In the comparison of estimated recruitment among models, it was a common feature that they were generally lower by the mid-1980s and higher afterwards (**Figure 23**). Recruitment estimates from SCAL were higher than other models before the mid-1980s, but similar to the other models thereafter. SS3 showed spikes in 1994 and 2004 for age 1, while SCAL showed spikes in 2003 and 2004. In the context that the 2003 year class has been considered to be a strong year class, SS3 and SCAL catch the feature well, whereas VPA and ASAP also catch the feature but are shown as moderate multiple peaks. These differences are considered mainly due to the differences on how to convert catch-at-size to catch-at-age. VPA and ASAP use the same catch-at-age data which relied on the cohort slicing with the substitution rules for missing data. SS3 and SCAL are more flexible than VPA in fitting to the actual size data and set fleet groups which do not require the complex substitution rules used for VPA. Recruitments after 2010 were variable, probably due to the low reliability of recruitment estimates in recent years mentioned above, especially since there was not enough information for younger ages as the catches were gradually shifted to larger fish due to the regulations and the nature of the fishery.

The Group discussed the appropriateness of using the results of the VPA base case to establish the status of the eastern bluefin tuna stock. Even with the incorporation of substantial revisions to historical fishery data, new fishery-independent series of relative abundance, and new information on life history, the VPA results still demonstrated substantial instability as indicated by retrospective and jackknife analyses. This was considered mainly due to continued poor quality of catch and size data, particularly in the past, and the general problem of aging using the cohort slicing method. Several cohorts may be included in one “slice” of cohorts in older ages. The Group sought to use an age-length key method instead, but the proposed approaches experienced difficulties due to the data sparsity. The statistical catch-at-length models, such as SS3 and SCAL, showed very different results particularly for the absolute value of biomass. However, the Group felt the settings for those models needed further work and therefore that the results from them were not more reliable than those of the VPA. Given the uncertainty in estimated biomass, the Group considered it was not advisable to use the biomass-related results to evaluate the current status of the stock and recommended not to include a Kobe plot in the Executive Summary. Moreover, the Group considered that catch advice based on $F_{0.1}$ would be more robust than if based on F_{MSY} , which is more dependent on assumptions regarding recruitment. It was noted that the current TAC corresponds to the long term yield under $F_{0.1}$ based on the low recruitment scenario (19,410 t).

5.1.3 Summary

This section summarizes the results from the analyses described in Sections 5.1.1 and 5.1.2. The input and output files for the base VPA (Run 24) are included as **Appendix 6b** (not included in this Report). The input and output files for the SS3 model were too voluminous to include in an appendix and can be obtained upon request from the ICCAT Secretariat. The output files contain a complete description of the results, including the matrices of estimated fishing mortality rates, abundance-at-age, stock biomass, recruitment, fits to indices, and estimated selectivities.

5.2 Stock status – West

Two stock assessment platforms (VPA and Stock Synthesis, detailed in section 4.2) were considered sufficiently advanced at the conclusion of the meeting to be considered as the basis of management advice for the western stock. In addition, two other models (ASAP and SCAL, detailed in section 4.3) were presented that provided useful insights.

5.2.1 VPA

VPA Diagnostics

The fits to the indices of abundance for the base VPA were generally improved in comparison to previous assessments (**Figure 24**). The improvement was mostly due to the exclusion of the CAN_Combined_RR and US_RR>177 CPUE indices, which showed conflicting trends for roughly the same age ranges that could not be reconciled by the VPA model. As discussed in section 4.2, the two indices were removed from the base model because the conflicting signals were deemed to be largely a reflection of a perceived northward shift in the abundance of large bluefin tuna (making them less available to the U.S. rod and reel fishery and more available to Canadian fisheries). Including the two indices also resulted in significant temporal trends in the residual patterns for these and other indices, which degraded model performance.

Bootstrapped estimates of 2015 spawning biomass and current apical fishing relative to $F_{0.1}$ suggested relatively little bias in the new base VPA (the median of the bootstraps was close to the point estimates, **Figure 25**). A retrospective analysis was also conducted for the base run by sequentially removing inputs of catch and abundance indices in annual increments back to 2010 (**Figure 26**). The long-term trend in estimated SSB was not highly

sensitive to the retrospective removal of data owing to the fixed F-ratios. However, the SSB for the most recent years systematically increased as data were sequentially removed, suggesting the model may have a tendency to overestimate recent SSB. The estimated recruitment was less sensitive to the retrospective removal of data and showed little evidence of a consistent bias except that the addition of more years tended to mute the signal of the 2003 recruitment, probably as a result of the smearing of cohorts that tends to occur as a consequence of the slicing method for converting size to age. The estimates of fishing mortality rate similarly show little retrospective pattern except for the two oldest ages (**Figure 27**), which under the high spawning fraction scenario contribute most to SSB.

The results of a ‘jack-knife’ sensitivity analyses, in which indices were removed from the base model one at a time, are summarized in **Figure 28**. In most cases the results were relatively insensitive to removing a single index. The exceptions were removal of the larval survey, which caused the model to estimate substantially higher SSB in recent years relative to the base, and removal of the US_RR>145 CPUE, which caused the model to estimate substantially lower SSB in recent years with little change since 1980. The estimates for the early years until 1980 were nearly identical among all runs because the F-ratio was fixed and the only flexibility the VPA has to respond to the changing information is in the terminal year fishing mortality rates for ages 1 to 15. Thus, only the most recent 15 cohorts are directly affected and earlier cohorts are indirectly affected to a decreasing extent with time.

VPA results

The 2017 base model results are consistent with previous analyses in that the SSB was estimated to decline sharply between 1974 and 1985, level off through the 1990s, and then begin increasing over the last decade (**Figure 29**). The estimates of recruitment (age 1) fall sharply after 1975 and then fluctuate around a lower level with little trend except for a relatively strong year-class in 2003 and exceptionally weak year classes in 2010 and 2011. The estimated apical fishing mortality rate was very high during the 1970s, but decreased substantially during the following decade when catch limits were imposed (**Figure 30**). Estimated fishing mortality rates fluctuated around 0.2 for the period from 1984 to 2005, with an observed decline since 2006. Until very recently (2012-2015), fishing mortality rates have exceeded $F_{0.1}$ substantially.

The recruitment estimates from the 2017 base VPA were generally higher than for the 2014 base and 2017 continuity run (set up as closely as possible to the 2014 base VPA). The trends in the estimated age 9+ biomass (the proxy for spawning biomass in previous assessments) were similar from 1974 to the mid-1990s, but diverged for more recent years (**Figure 31**). In general, the 2017 base model estimated a more rapid increase in SSB over the last decade compared to the previous assessment.

Sensitivity analyses were conducted to evaluate the robustness of the base case model to several key uncertainties: the use of the two large fish CPUE indices (CAN_Combined_RR and US_RR>177), a lower natural mortality rate (0.07 on the oldest age rather than 0.1), and equally weighting the indices (rather than the additional variance approach). Reducing the natural mortality rate resulted in lower estimates of recruitment and spawning biomass, but did not change the relative trends (**Figure 32**). Including the two large fish indices resulted in slightly larger recruitment estimates and a more rapid increase in estimated SSB since about 1985. Equally weighting all indices had relatively little effect, largely because the two conflicting indices (CAN_Combined_RR and US_RR>177) had been removed. Estimates of cohort strength and year class varied somewhat when an age-length key was applied to the recent years, but did not substantially alter the overall trend in SSB estimates. The Group was informed of an unquantified systematic error in the aging of younger fish, and therefore did not recommend using the age-length keys until the bias could be corrected. Use of the ‘younger’ spawning fraction ogive (i.e., assuming fish as young as age 3 contribute to SSB) increased the magnitude of SSB in comparison to the older spawning fraction ogive, but does not greatly change the rate of SSB increase in recent years (**Figure 33**). The sensitivity of the western assessment to stock mixing was also examined and is discussed in Section 5.3.

The Group noted that previous stock assessments determined stock status based on MSY-related benchmarks that were predicated on two alternative measures of long-term recruitment potential: a ‘low recruitment’ scenario based on recruitment levels estimated since 1975 and a ‘high recruitment’ scenario based on a Beverton and Holt spawner-recruit function fit to the SSB and recruitment estimates for all years (i.e., since 1970). Inasmuch as the size data prior to 1974 were deemed too unreliable to use in the 2017 VPA assessment, there are no longer enough data from the early period of the fishery to provide sufficient contrast for estimating the steepness of the Beverton-Holt curve. Accordingly, the Group could no longer bracket the range of possible MSY-based reference points from the VPA results and elected to focus on giving short-term advice based on $F_{0.1}$ (the fishing mortality rate corresponding to 10% of the slope of the yield per recruit curve at the origin) and a range of short-term assumptions about recruitment (see section 6.2 on projections).

5.2.2 Stock synthesis

Stock Synthesis Diagnostics

The fits to the indices of abundance for the base SS3 model were comparable to those of the VPA (**Figure 34**). In contrast to the VPA, CAN_Combined_RR and US_RR>177 CPUE indices were not excluded. Instead the respective scaling coefficients for the two CPUE indices and CAN_GSL_acoustic survey were linked to an index of the AMO (as discussed in section 4.2). This approach effectively reconciled the conflicting signals from the three indices consistent with the perception of a general northward shift in the abundance of large bluefin tuna (making them less available to the U.S. rod and reel fishery and more available to Canadian fisheries). Estimates of the coefficients for the effect of the AMO on CAN_Combined_RR, CAN_GSL_Acoustic and US_RR>177 indices were, respectively, 2.0, 0.88, and -0.83, indicating strong positive relationships for the Canadian indices and negative relationships for the US index. Estimated selectivities (**Figure 35**) were taken to be asymptotic for several major fleets and dome-shaped for the Japan longline. Fits to the length composition overall years (**Figure 36**) indicate relatively good fit to the composition data.

A retrospective analysis was conducted for the base run by sequentially removing inputs of catch, size/age composition and abundance indices in annual increments, back to 2010 (**Figure 37**). The long-term trend in estimated SSB was not highly sensitive to the retrospective removal of data. The estimated recruitment was also not sensitive to the retrospective removal of data and showed little pattern or evidence of a consistent bias. However, inclusion of the most recent ageing data increased the signal of the 2003 recruitment and decreased the signal of the 2002 recruitment compared to the retrospective model runs. This was likely a result of the additional years of age length data that informs upon the magnitude of the 2003 cohort.

The results of a ‘jack-knife’ sensitivity analyses, in which indices were removed from the base model one at a time, are summarized in **Figure 38**. Estimates for the early years prior to 1980 were nearly identical among all runs indicating little sensitivity of the model key scaling parameters to index inclusion. The results for more recent years were also relatively insensitive to removing a single index, with a few exceptions. Removal of the larval survey caused the model to estimate substantially higher SSB in recent years relative to the base. The model was also sensitive to the removal of either the CAN_Combined_RR index (lower biomass) or the US_RR>177 index (higher biomass) even with the environmental modulator (AMO index) on catchability (although not so sensitive as the VPA, which did not use the AMO index).

Stock Synthesis results

The base SS3 models with the older and younger ages of spawning are compared in **Figure 39**. The estimated total biomass and SSB showed a decline starting in 1965 that continues into the 1980s. Fishing mortality on older ages (10-20) was lower than $F_{0.1}$ but above F_{MSY} during this period of steep decline. However F on younger ages was quite high, resulting in the estimated declines. As for the VPA, the assumed age at spawning has little impact on the results except for the calculation of SSB itself, in which case assuming a lower age at spawning implies a higher total SSB (but with similar trends to the run with a higher age at spawning).

In contrast to the VPA, the SS3 model brings a longer term historical perspective to the assessment (back to 1950) and, when a Beverton-Holt spawner-recruit relationship is assumed (**Figure 40**), estimates steepness at 0.47 with the younger age of spawning and 0.55 with the older age of spawning. These estimates of steepness are similar to that estimated from the 2014 base VPA (0.58, Anon., 2015) and statistically preferred to 1.0 (based on AIC). Interestingly, the longer term historical view of the SS3 models is more consistent with the notion that recruitment declined after the 1970s due to a decline in SSB (**Figure 41**) than is the shorter term view afforded by the VPA, which appears to suggest that recruitment declined before the SSB. As in previous assessments, the perceived status of the stock differs dramatically when future recruitment is assumed to remain at recent (low) levels or assumed to follow the estimated Beverton-Holt relationship (see section 6.2).

A comparison of the various sensitivity runs to the base SS3 models is presented in **Figures 42** and **43**. A total of 11 sensitivity runs were conducted, many of which were simple additions to the models to improve fit or to account for necessary fleet structural changes or data inputs. The overall trends were similar for all runs, but some of them differ in scale. Use of the aging bias vector (run 7) sharpens the estimate of the 2003 cohort rather than blurring it between 2002 and 2003. Use of the AMO environmental index to scale potential changes in the availability of bluefin tuna to the CAN_Combined_RR fishery, CAN_GSL_Acoustic survey and US_RR>177 fishery indices (run 8) has the effect of reducing the conflict in the three indices and slightly reduces recent SSB (**Figure 43**). Models with the greatest divergence were the low $M=0.07$ run and the model with no stock recruitment relationship imposed (**Figure 43**). Changing the weight-length relationship from previous assessments to the new relationship accepted by the SCRS (Rodriguez-Marin *et al.*, 2016) had a relatively minor effect (**Figure 43**).

5.2.3 Summary

The SS3 and VPA runs show relatively consistent patterns in that the SSB was estimated to decline between 1970 and 1985, level off through the 1990s, and then begin increasing over the last decade (**Figure 44**). However, the SS3 runs estimate higher SSB levels throughout most of the time series and especially for the period prior to the 1980s. Both models suggest the fishing mortality rate was very high during the 1970s, but decreased substantially during the following decade when catch limits were imposed (**Figure 45**). Both models estimate that the fishing mortality rates on age 10 and older fish have fluctuated around an average of 0.12-0.14 yr⁻¹ since the 1980s with a marked decline after 2003, although the VPA estimates higher mortality rates during the late 1970s than does SS. The estimates of recruitment (age 1) fall sharply after 1975, and showed less annual fluctuation since that period. Relatively strong year-classes were estimated for 1988 and 2003, similar to results from previous assessments (e.g. 2012). SS3 diverges from the VPA in estimating a very strong 1994 cohort and a larger 2003 cohort (**Figure 44**). Previous VPA assessments have noted the appearance of 1994 as a strong cohort that eventually diminishes in subsequent VPAs. While SS3 and the VPA had similar absolute recruitment levels, the VPA has lower variability and then higher levels of F which result in lower levels of spawning biomass.

It was noted that, technically speaking, estimates of the steepness and the variance in recruitment about the predicted curve are not necessarily comparable in modeling frameworks such as VPA and SS3. However, the level of bias is unclear, and the Group postponed further discussion of how to use the results for management advice until the Species Group meeting in September 2017. It also became apparent during the meeting that the allotted time was insufficient to examine the SS results with the same level of scrutiny given to the VPA, or to determine the causes for the differences between the two frameworks. Nonetheless, the SS3 model provided an historical perspective that the VPA does not, and the Group considered it potentially of use to develop management advice. The Group recommended that the analytical team compare the WBFT SS3 and VPA results to determine the reason for differences and document them in an SCRS paper to be presented to the bluefin Species Group meeting in September (SCRS/2017/186).

5.2.4 Other models

The results of the base VPA and SS3 models are compared with the alternative stock assessment models presented at the assessment workshop (ASAP and SCAL) in **Figure 46** (older spawning) and **Figure 47** (younger spawning). The estimates of age 1 recruitment were similar across the 4 models with the exception of the years prior to 1960, for which the recruitments are not well-determined in any of the models. The ASAP model estimated somewhat higher recruitments after 1990 than were estimated by the other models, but otherwise the trends were similar. All models estimated generally higher recruitment levels in the 1960s and early 1970s than in subsequent years. They also consistently estimated relatively strong year classes in 1994 and 2003, followed by weaker year classes that are among the lowest in the time series. The estimates of SSB were similar in magnitude and trend for SCAL and SS3, showing a marked decline beginning in the 1960s that levels off around 1990 and increases again after about 2003. The trends estimated by the VPA suggest a less dramatic decline from 1974 to 1990 than is indicated by SCAL and SS3, but similar trends after 1990. The ASAP model, in contrast, estimates a much more moderate decline in SSB during the 1960s and 1970s than the other models do, and a more rapid increase in recent years to the highest levels in history.

5.3 Stock status –VPA with mixing between the eastern and western stocks

Two types of mixing analyses were presented to the Group. The first analysis (Cadrin *et al.*, 2017) deterministically assigned catch of eastern and western fisheries to population of origin using stock composition samples (see section 3.6). Estimates of stock size and fishing mortality from VPAs of eastern-origin and western-origin bluefin tuna were generally similar to the 2014 ICCAT estimates based on eastern and western Atlantic mixed-stock fisheries, but the western VPA estimates were more sensitive to the assumption of no stock mixing than the eastern VPA. Essentially, this approach assumes the ratio of eastern and western fish was constant during much of the historical period (implying that both the degree of overlap and relative abundance of the two stocks is constant, or else that the degree of overlap changes to exactly balance changes in relative stock abundance). The Group recommended that the population of origin VPAs to be updated through 2015, revised to apply 2017 base case VPA settings, and to apply time-varying estimates of stock composition for periods when adequate samples are available. This analysis will be included in a SCRS paper to be presented to the bluefin Species Group meeting in September (SCRS/2017/190).

The second analysis conducted during the meeting assumed the eastern and western populations overlap in time and space, but that the degree of overlap (proportion of the stock that moves from one area to the other) is constant in time and space. While in fact the degree of overlap may change through time, it is arguably a less restrictive assumption than the aforementioned approach. Preliminary analyses suggested that the estimates of the fraction of the eastern-origin population that sojourns in the west (eastern overlap) depended strongly on the type of data used (**Figure 48**). The tagging data suggested the overlap was very low for all age groups, whilst fitting to the proportion data suggested overlap rates of 0.5 percent for ages 1-3, over 1.5 percent for ages 4-9, and 0.01 percent for age 10+. The estimated overlap of western-origin fish into the eastern management zone was even more sensitive. Fitting to the tagging data produced estimates on the order of 15 percent for ages 1-3, but negligible for older ages. Fitting to the proportion data on the other hand produced estimates of very high overlap for ages 1-3 (over 50%) and 30% for ages 10+. The estimated trends in spawning biomass for both the east and the west were relatively insensitive to the use of the tagging data, except the rate of increase of the eastern stock was subdued somewhat compared to the runs without mixing or tagging data (**Figure 49**). On the other hand, the estimates of spawning biomass were very different when stock composition data were used. The trends for the western stock were similar to the runs without mixing, but the absolute abundance was lower and a slight downturn was estimated in the most recent years. The trends for the eastern stock suggest that, while the SSB has increased rapidly in recent years, it is not as dramatic as estimated by the runs with no mixing or using the tagging data, and is still below the levels estimated for the 1970s. Essentially, the model cannot reconcile the historic high eastern biomass levels estimated by the no mixing/tagging models with the relatively flatter indices in the western Atlantic and still fit the stock composition data.

In summary, the stock composition data were more informative than the conventional tagging data regarding stock status and perceptions of the degree of overlap of each population. However, it should be kept in mind that both data sets are incomplete in the sense that they do not represent random samples of the overall population. The Group noted that there was insufficient time to fully develop these mixing analyses during the course of the meeting and recommended that the authors refine their analyses and present them in the form of an SCRS document (SCRS/2017/188) to the Species Group meeting in September.

6. Projections

6.1 Review of the Rebuilding Plans for the Atlantic bluefin tuna and 2016 SCRS advice

The Group did not have the time to discuss this Agenda item.

6.2 Projections – East

6.2.1 Methods

VPA

Projections were carried out using the software PRO-2BOX (Porch, 2017) based on the VPA estimates for the base case. 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. The projections were investigated similarly as was done in 2014, i.e. three similar recruitment options (high recruitment being calculated over the 1990-2010 years, the medium one over the 1968-2010 years and the low one over the 1968-1980 years), but only one selectivity pattern was used over 2012-2014. Compared to the last assessment, the selectivity pattern was believed to be stabilized and therefore no further assumption was needed.

Biological parameters were identical to those used in the VPA. Natural mortality and proportion spawning varied by age, but were time invariant. 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 weight of the plus group according to changes in the age composition due to the rebuilding/decline of the SSB). Since the most recent year-classes in VPA numbers-at-age tend to be poorly estimated, especially for the younger ages, the recruitment estimates for the 5 most recent year classes (2010, 2011, 2012, 2013, and 2015) 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 2016 (i.e. the first projection year) and the fishing mortality-at-age for the replaced 5 year-classes.

Kobe stock-status plots (quantifying the probability of the stock being in each of the four quadrants) were developed for the year 2016 from the bootstrapped VPA output under each of the three recruitment scenarios. Projections for future years assume the catch limits for 2016 (19,296t) and 2017 (23,655 t) were exactly met and then for subsequent years assume constant catch levels ranging from 0-50,000 t or one of two fishing mortality rates (F_{current} and $F_{0.1}$). Current F (F_{current}) is computed as the apical geometric mean of fishing mortality at age over the last three years.

Stock Synthesis

For comparison, projections were also made using SS3 run 60 for the eastern stock, using the conditional catch at age and assuming future recruitment followed a Beverton-Holt stock-recruit function estimated within the model. For all scenarios, fixed catches were assumed for 2016 (19,296 t) and 2017 (23,655 t), based upon the catch limits for those years. Different fixed catch and F level scenarios were then projected for 2018 through 2026. The projected fixed catch levels ranged from 20,000 to 35,000 tons. The F based projections included the average F estimated by the model for 2012-2014, $F_{0.1}$ and 80% of F_{MSY} .

6.2.2 Results

VPA

The Kobe phase plots of 2016 stock status, based on $F_{0.1}$ and $\text{SSB}_{0.1}$, under the 3 different recruitment scenarios are shown in **Figure 50**. A Kobe pie chart was also constructed to show the proportion of bootstraps that lay in each coloured quadrant of the phase plot (**Figure 51**). The results suggest the stock is unlikely to be undergoing overfishing and, if the low or medium recruitment scenarios are correct, that the stock may have already recovered. If the high recruitment scenario is correct, the stock could still be overfished. If future catches are maintained near the 2017 TAC (23,655 t), the stock is projected to have a greater than 60% chance of recovering by 2018 (and remaining so through 2025) under all three recruitment scenarios (**Table 10**). Current estimates also indicate that the rebuilding could be achieved by 2022 with catch limits up to 30,000 t with higher 60% probabilities for the 3 recruitment scenarios (**Figure 52**). The Group, however, reiterates that it has little confidence in the Kobe 2 matrices 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).

Stock Synthesis

Results of the Stock Synthesis deterministic projections are shown in **Figure 53** and compared to reference levels of 40% B_0 , and SSB_{MSY} as derived from the models. Model projections with catch levels are shown in **Table 11** and observed SSB levels are shown in **Table 12**. The results suggest the stock will not be rebuilt by 2022 unless the catch limit is less than 20,000 t.

6.3 Projections – West

6.3.1 Methods

VPA

The projections for the western stock were made using the software PRO-2BOX (Porch 2017) based on the bootstrap replicates of the fishing mortality-at-age and numbers-at-age matrices produced by the VPA-2BOX software. Short-term catch projections were computed based on 3 levels of future recruitment: the geometric mean of estimated recruitments for the periods 2010-2012, 2007-2012, and 2003-2012. Future recruitment was allowed to deviate stochastically from the geometric mean as a first-order multiplicative (lognormal) auto-correlated process. The standard deviation (σ_R) and autocorrelation parameter (ρ) were estimated on a bootstrap by bootstrap basis. Recruitment estimates from the VPA for recent years, 2013 to 2015, were replaced with the geometric mean level of recruitment (calculated independently for each bootstrap).

Short-term catch projections were estimated based on two reference points: F_{current} (apical geometric mean of fishing mortality at age over the last three years) and $F_{0.1}$. As for the eastern stock, the reference point $F_{0.1}$ was considered appropriate because the stock-recruitment relationship is unknown and estimates from the VPA were uninformative in terms of absolute biomass scaling owing to the removal of the early time series prior to 1974 when SSB and recruitment were expected to be higher. It should be noted that $F_{0.1}$ is calculated independent of any underlying stock recruitment relationship, and that in some cases $F_{0.1}$ can exceed F_{MSY} because of stock-recruitment relationship effects.

Stock Synthesis

Deterministic projections were conducted in SS3 during the course of the meeting (stochastic projections will be conducted intersessionally and presented to the Species Group in September). Recruitment projections were conducted for the years 2015-2021 as 2015 recruitment was not estimated in the model. Projections were conducted for four recruitment scenarios and two spawning scenarios. The first recruitment scenario assumed a Beverton-Holt stock-recruitment relationship with steepness = 0.55 (older spawning) or 0.47 (younger spawning) and $\sigma_R = 0.73$ (older spawning) or 0.69 (younger spawning). The other three recruitment scenarios assume constant recruitment equal to the geometric mean recruitment (1000s age 0) over three periods:

3 years	2010-2012	117.3	118.9
6 years	2007-2012	127.9	129.5
10 years	2003-2012	165.9	167.1

To implement this in SS3, the recruitment deviations were adjusted to achieve recruitment approximately equal to the geometric mean for the three time periods using the SSB in 2015. These recruitment deviations were then input as forecast deviations. This input constant recruitment deviations, however the resulting recruitment was close to but not exactly the geometric mean recruitment.

Ten fixed catch limits (1000, 1250, 1500, 1750, 2000, 2250, 2500, 3000, 3250, and 3500 t) and two fishing mortality rates ($F_{0.1}$, F_{MSY}) were projected. The value of $F_{0.1}$ was obtained from the yield per recruit curve (**Figure 54**). The value of F_{MSY} was projected assuming deterministic recruitment provided by the stock-recruitment relationship. The resulting benchmark reference points are shown in **Table 13**.

Selection patterns and relative fishing mortality patterns are the average of 2006-2009 (pre-change in Japan longline selectivity). Preliminary reported catches were assumed for 2016 for each fleet in the model (total= 1,912 t) and the catch limit (2,000 t) was assumed to have been met in 2017 (allocated according to 2016 proportions across fleets). Yields from 2018-2021 were then calculated or fixed accordingly. Projections were then conducted for 2016-2021.

6.3.2 Results

VPA

The following results differ somewhat from those presented to the Group during the meeting, which were completed on the last day of the meeting and based on only a few bootstrap replicated. They should be considered preliminary until they are reviewed by the Group at the September Species Group meeting (as is noted earlier in the report under section 5).

Three alternative scenarios for future recruitment were projected to assess the effect on projected yield through the year 2022. The projected recruitments were the geometric mean recruitment over three recent periods prior to 2013, the prior three years (2010-2012), prior six years (2006-2012), and prior 10 years (2003-2012) (**Figure 55**). Since the most recent three years of recruitment (2013-2015) are not well estimated in the VPA, they were replaced by the geometric mean recruitment (calculated on a bootstrap by bootstrap basis). Projections were conducted on 500 non-parametric bootstraps of the base VPA.

The current status of the fishery estimated for 2015 was that overfishing was not occurring (**Table 14**). Current F (apical geometric mean of fishing mortality at age over the last three years) was estimated to be 0.078 (80% confidence interval of 0.065 to 0.096). Since estimates of stock-recruitment over the period of the VPA did not contain information to inform asymptotic recruitment levels, a benchmark fishing mortality proxy was used to estimate status, the fishing mortality rate of $F_{0.1}$ (see previous section on SS projections for detailed description), and biomass based benchmarks were not used. $F_{0.1}$ was estimated to be 0.11 (80% confidence interval of 0.10 to 0.12). The estimated ratio of current F to $F_{0.1}$ in 2015 was 0.72 (80% confidence interval of (0.59 to 0.85)). The estimated probability of overfishing in 2015 was 0.004 based on nonparametric bootstrapping of the VPA.

The projected yield at $F_{0.1}$ (0.11) was estimated over the next three years (**Table 14**). Dependent on the projected recruitment level, the projected yield in 2018 is 2,403 mt, 2,444 mt and 2,498 mt for the three-year, six-year, and 10-year recruitment scenarios, respectively. Yield is projected to decline over the next three years, with 2019 projected yields of 2,313 t (3yr), 2,338 t (6yr), and 2,422 t (10yr); 2020 projected yields are 2,208 t (3yr), 2,252 t (6yr), and 2,400 t (10yr). Eighty percent confidence intervals around the yield projections are shown in **Table 14**.

The probability of overfishing was estimated across a range of fixed catch limits and the three alternative recruitment scenarios (**Tables 15 to 17**). In general, a decrease in the probability of not overfishing was predicted across the scenarios at yields near the current. These results are consistent with the decline in yield predicted at a constant F of 0.10.

The predicted trends in stock total biomass and spawning biomass across the range of fixed catch limits are shown in **Figures 56 and 57**. The estimates of total biomass are independent of the age at spawning assumptions, however, the estimates of spawning biomass are dependent on the age at spawning, and therefore spawning biomass is shown for both the younger and older age-at-spawning assumptions (**Figure 57**). In general, total biomass was predicted to decline under the three-year and six-year recruitment scenarios and across most fixed catch limit levels. However, total biomass under the 10-year recruitment level showed a more optimistic trend across the range of projected yields. Projections of spawning biomass under the younger spawning assumption were similar to the total biomass predictions. Under the older spawning assumption, spawning biomass was predicted to decline across a large range of projected yields (**Figure 57**). The primary cause is the lower recruitment levels estimated after the 2003 year class. As the 2003 (and possibly adjacent) year class matured, an increase in spawning biomass occurred in the recent period, but later year classes were not estimated to be as strong, resulting in a predicted decline in spawner biomass into the future.

Stock Synthesis

Benchmarks for the western stock from SS runs 10 (older spawning) and 11 (younger spawning) are shown in **Table 13**. Fixed catch limit projections across all recruitment scenarios indicate that the level of assumed recruitment has little influence on 2018 catch limits (**Figure 58**) and that, across most recruitment and F scenarios the SSB will decline as the 2003 year class declines. Yields in the range of 1,500-2,000 t would be necessary to avoid the stock declines in these projections.

The projections suggest that, under all recruitment scenarios, fishing at the rate of $F_{0.1}$ could produce a catch of around 2,800 t in 2018, with a subsequent decrease to 2,400 t by 2021 (**Table 18, Figure 59**). A large component of these projected yields is made up of the 2003 year class, which becomes less important with time, causing the yields to decline after 2018. Projected yields at F_{MSY} are lower (~1,450 t), but also assume that recruitment will revert to the stock recruitment relationship which would assume higher recruitment than estimated for the three geometric mean time periods (**Figure 60**).

7. Recommendations

Recommendations statistics and research

- Noting the divergent trends in the handline (rod and reel) indices from the western Atlantic Ocean and the potential role of environmental factors, the Group recommends that effort be directed towards both identifying environmental factors that affect catchability at basin and local scales and incorporating these factors in the index standardization. The potential for combining the data and creating a joint handline index should also be explored.
- Recognizing the presence of gaps in the age-length data, the Group recommends that production aging of the backlog of eastern and Mediterranean otoliths focus primarily on the gaps in size and spatio-temporal fishery (ies) representativeness. Also, the effect of bin-size on age-length keys construction should be investigated. And, it also recommends that future sampling be structured to be representative of the temporal and spatial fishing patterns and provide sufficient calcified structures for annual age-length keys (~500 fish per year and stock, using length stratified sampling with fixed sample sizes per length bin to cover the range of sizes observed in the catch). The structure of the sampling can be guided by the effective sample sizes identified by the models.

- The Group recognizes the importance of collecting stock composition data and recommends that this effort include all the major fishing areas over the entire fishing season to be representative of the temporal and spatial fishing patterns.
- The Group requests that the historical and future time series of Mediterranean purse seine catches between small (<160 SFL) and large (>160 cm SFL) fish be better partitioned.
- The Group reiterates the importance of all CPCs to review and submit their Task II size frequency data by fleet. Furthermore an effort must be made to fill in the gaps in the size composition data (historical and future) to be representative of the temporal and spatial fishing patterns.
- The Group recommends that the comparability over time of the Mediterranean EU-France aerial survey and the larval survey be investigated further.
- The Group recommends that the data preparatory meeting agenda should prioritize evaluation of the key uncertainties in the assessment.
- The Group recommends that the bias issue detected in the direct ages from calcified structures be explored further with a view to correcting previously aged hard parts as well as providing a protocol that avoids the bias in future readings. Furthermore, the Group requests that paired hard parts be collected in both the East and West to help estimate the bias across all ages. Consideration should be given to conducting an ageing workshop.
- Upon resolution of the ageing discrepancies, an updated growth curve analysis for the East Atlantic should be attempted.

8. Other matters

No additional issues were discussed.

9. Adoption of the report and closure

Due to the limited time, some Agenda items were only partially reviewed prior to the close of the meeting: methods relevant to the stock assessment (4) and research recommendations (7). The review of the scientific papers presented at the Species Group (2), updating stock status (5) and other matters (8) were adopted by correspondence. No management recommendations were formally adopted as several key analyses were still pending. It is expected that management advice will be formulated as part of the Executive Summary at the September Species Group meeting. The remainder of the report was adopted during the meeting. The meeting was adjourned.

References

- Anon. 2009. Report of the 2008 Atlantic bluefin tuna stock assessment session (Madrid, Spain – 23 June to 4 July 2008). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64 (1): 1-352.
- Anon. 2015. Report of the 2014 Atlantic bluefin tuna stock assessment session (Madrid, Spain – 22-27 September 2014). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71 (2): 692-945.
- Anon. (in press). Report of the 2017 ICCAT bluefin tuna data preparatory meeting. ICCAT document SCRS/2017/001. 60 pp.
- Ailloud, L.E., Lauretta, M.V., Hoenig, J.M., Hanke, A.R., Golet, W.J., Allman, R., and Siskey, M.R. 2017. Improving growth estimates for western Atlantic Bluefin tuna using an integrated modeling approach. Fish. Res. 191: 17-24.
- Busawon D.S., *et al.* 2015. Evaluation of an Atlantic bluefin tuna otolith reference collection. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71 (2): 960-982.
- Butterworth D.S., and Rademeyer R.A. 2017. Statistical catch at length assessment methodology for Atlantic bluefin tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 73 (6): 2202-2221.
- Cadrin S., Morse M., Kerr L., Secor D., and Siskey M. 2017. Exploratory stock assessment of eastern and western population-of-origin Atlantic bluefin tuna accounting for stock composition. ICCAT SCRS/2017/174
- Cort, J.L. 1991. Age and growth of the Bluefin Tuna, *Thunnus thynnus* (L.) of the Northwest Atlantic. ICCAT. SCRS/1990/66. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 35 (2): 213-230.
- Cort, J. L., Arregui, I., Estruch, V. D., Deguara, S. 2014. Validation of the growth equation applicable to the Eastern Atlantic Bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.), using L max, tag-recapture, and first dorsal spine analysis. Reviews in Fisheries Science & Aquaculture, 22(3), 239-255.
- Hanke A., Busawon D., Rooker J.R., and Secor D.H. 2016. Estimates of stock origin for bluefin tuna caught in western Atlantic fisheries from 1975 to 2013. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 72 (6): 1376-1393.
- Hoenig, J.M., R.C. Hanumara and D.M. Heisey. 2002. Generalizing double and triple sampling for repeated surveys and partial verification. Biometrical Journal 44:603-618.
- Irie T. and Takeuchi Y. 2015. An application of an integrated stock assessment model (stock synthesis) to eastern Atlantic bluefin tuna stock. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71 (3): 1462-1489.
- Method, R.D. Jr and Wetzel, C.R. 2013. Stock Synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. Fish. Res. 142: 86–99.
- Porch, C.E. 2017. Pro-2box Version 3.0 User Guide. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-708 49 pp.
- Porch, C. E., S. C. Turner, and J. E. Powers. 2001. Virtual population analyses of Atlantic bluefin tuna with alternative models of transatlantic migration: 1970-1997. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52: 1022-1045.
- Rodriguez-Marin E, Ortiz M, Ortiz de Urbina JM, Quelle P, Walter J, Abid N, *et al.* (2015) Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) biometrics and condition. PLoS ONE 10(10): e0141478. PMID:26505476
- Rodriguez-Marin, E., Quelle, P, Ruiz, M., Busawon, D., Golet, W., Dalton, A., Hanke, A. 2016 Updated comparison of age estimates from paired calcified structures from Atlantic bluefin tuna. Document SCRS/2016/134 (withdrawn).
- Schirripa, M.J., F. Abascal, I. Andrushchenko, G. Diaz, J. Mejuto, M. Ortiz, M.N. Santos and J. Walter. 2017. A hypothesis of a redistribution of North Atlantic swordfish based on changing ocean conditions. Deep-Sea Res. II 140: 139-150.

RAPPORT DE LA RÉUNION ICCAT DE 2017 D'ÉVALUATION DU STOCK DE THON ROUGE (Madrid (Espagne), 20-28 juillet 2017)

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

La réunion a été tenue au Secrétariat de l'ICCAT à Madrid du 20 au 28 juillet 2017. Le Dr Clay Porch (États-Unis), coordinateur du groupe d'espèces (« le groupe ») et président de la réunion, a ouvert la réunion et a souhaité la bienvenue aux participants. Les Drs Gary Melvin (Canada) et Ana Gordo (UE-Espagne), rapporteurs pour les stocks de thon rouge de l'Atlantique Ouest et Est et de la Méditerranée, respectivement, ont rempli les fonctions de co-présidents. M. Driss Meski (Secrétaire exécutif de l'ICCAT) a souhaité la bienvenue aux participants et a souligné l'importance de la réunion en raison des attentes élevées de la Commission en ce qui concerne les révisions des anciennes données, la disponibilité de nouvelles données et la mise à jour des indices d'abondance. Les présidents ont procédé à l'examen de l'ordre du jour qui a été adopté avec de légères modifications (**Appendice 1**).

La liste des participants se trouve à l'**Appendice 2**. La liste des documents présentés à la réunion est jointe à l'**Appendice 3**. Les personnes suivantes ont assumé les fonctions de rapporteur :

<i>Points</i>	<i>Rapporteur</i>
Points 1 et 9	M. Neves dos Santos
Point 2	G. Melvin
Point 3	
Points 3.1 et 3.2	G. Diaz, M. Ortiz, A. Kimoto
Points 3.3 et 3.4	A. Hanke
Point 3.5	J. Hoenig, L. Ailloud
Point 3.6	H. Arrizabalaga, L. Kerr
Point 3.7	A. Gordo, G. Melvin
Point 4	J.J. Maguire, S. Cadrin
Point 5	T. Itoh, C. Porch, S. Nakatsuka, A. Kimoto, J. Walter
Point 6	C. Brown, T. Rouyer, J. Walter, S. Cadrin, M. Lauretta, R. Sharma
Point 7	A. Hanke, C. Porch, G. Melvin, A. Gordo et D. Die
Point 8	G. Melvin et A. Gordo

2. Examen des documents scientifiques présentés au groupe

Le coordinateur a signalé que 26 documents et une présentation avaient été soumis pour examen. Les résumés respectifs sont compilés à l'**Appendice 4** tels que fournis par les auteurs. La priorité a été accordée aux documents se rapportant directement à l'évaluation des stocks de 2017. Faute de temps, les quatre documents n'ont pas été présentés et n'ont pas été examinés par le groupe. Le premier de ces documents porte sur la tâche II (SCRS/2017/171) dont un premier projet a été présenté et accepté lors de la réunion de préparation des données afin de mettre à jour la prise par taille des senneurs espagnols et français ciblant le thon rouge de la Méditerranée entre 1970 et 2010. Le second document correspondant aux données de la tâche I (SCRS/2017/169) comprenait la révision des prises nominales de thon rouge de l'Atlantique de l'UE-Espagne. Le document SCRS/2017/149 fournissait un rapport préliminaire des prospections aériennes des concentrations de reproducteurs de thon rouge menées par l'ICCAT-GBYP en 2017. Enfin, le document SCRS/2017/131 portait sur la distribution des marques conventionnelles et électroniques déployées dans l'océan Atlantique et dans le détroit de Gibraltar, puis récupérées ou détachées en Méditerranée.

3. Examen et actualisation des données pour l'évaluation des stocks

3.1 Biologie

Le document SCRS/2017/083 présentait cinq hypothèses différentes de mortalité naturelle (M) du thon rouge de l'Ouest. Les cinq hypothèses ont toutes été confrontées aux estimations empiriques de survie à partir d'un modèle discret de récupération des marques de type Brownie appliqué aux données de marquage conventionnel pour la période 1965 à 2016. Même si les données de marquage conventionnel contiennent des informations considérables sur la survie au fil du temps, aucune hypothèse de mortalité naturelle ne peut être sélectionnée à partir de l'ensemble des candidats sur la base de l'analyse. Cependant, si les estimations de survie pour la période 1995-1999 sont une mesure précise de la survie totale et sont représentatives de poissons plus gros par rapport à d'autres périodes, un taux de mortalité naturelle supérieur à 0,12 par an pour ce groupe est incompatible avec les résultats.

Le groupe a noté que le modèle de type Brownie fournissait des estimations de la survie totale pour les cohortes marquées, agrégées selon les âges, qui ont été utilisées pour réfuter plusieurs hypothèses sur le taux de mortalité naturelle du thon rouge de l'Atlantique. Le groupe a souhaité savoir comment les estimations des valeurs de M par âge avaient été obtenues. Il a été expliqué que les estimations avaient été obtenues au moyen d'une fonction de Lorenzen reposant sur le poids par âge moyen estimé à partir de la courbe de croissance adoptée et de la relation taille-poids, et échelonnées à un taux asymptotique de 0,1. On a noté que les modèles de survie estimés à partir de l'analyse de marquage étaient différents des tendances de la mortalité par pêche apicale (F) estimées par la VPA. Cependant, le groupe a abordé le fait que ce résultat n'était pas inattendu car la composition par âge du poisson marqué et la sélectivité globale des flottilles ont changé au fil du temps. Par exemple, dans les années 70, la plupart des déploiements et des récupérations de marques concernaient des petits thons rouges de la pêcherie des senneurs américains. Les estimations de la survie obtenues au moyen de l'analyse de marquage indiquent une survie plus faible pendant cette période, ce qui concorde avec le marquage de poissons plus jeunes et avec des niveaux plus élevés de F de poissons plus jeunes, comme cela a été estimé par la VPA. Les estimations de la survie basées sur le marquage ont augmenté, principalement car des spécimens plus gros ont été marqués, et ne reflètent donc pas le schéma global de F apical de la VPA. Le groupe s'est également demandé si M a pu changer au fil du temps. Même si un accord général s'est dégagé sur le fait que cela pourrait être le cas, le groupe a estimé qu'il ne disposait pas de suffisamment de données pour estimer cela et a donc décidé d'assumer un vecteur de M par âge constant pour l'évaluation. En outre, le groupe a été informé des résultats d'une nouvelle étude qui a estimé la mortalité naturelle du thon rouge de l'Atlantique Ouest au moyen de marques acoustiques au Canada. Cette étude estimait que M oscillait entre 0,04 et 0,09 (communication personnelle de A. Boustany 2017). On a également souligné que la CCSBT considère, dans le modèle opérationnel, une gamme de valeurs pour M à l'âge 10 dont la médiane d'environ 0,07 est légèrement inférieure à 0,1 (communication personnelle de R. Hillary 2017). Le groupe a pris note de ce problème et a proposé de mettre à échelle la fonction de Lorenzen à l'asymptote à une valeur de $M = 0,07$ pour les poissons les plus âgés en tant que scénario de sensibilité.

Le document SCRS/2017/164 présentait des estimations de la fraction du thon rouge de l'Ouest qui fraie par âge sur la base d'une comparaison de la fréquence d'âges des poissons collectés dans les zones de frai du golfe du Mexique avec la fréquence d'âge estimée durant l'évaluation de 2014 (Anon. 2015). Les résultats suggèrent que les poissons de moins de 9 ans fraient rarement dans le golfe du Mexique et que la fréquence maximale de reproduction n'a lieu qu'après l'âge de 15 ans. Les auteurs ont recommandé une procédure d'estimation de la fraction de frai par âge sur la base de la sélectivité estimée du poisson dans les zones de frai présumées (plutôt que de se baser sur des évaluations obsolètes).

On a estimé que la composition de l'âge et de la taille à partir des débarquements utilisée dans l'étude était représentative de la composition de la taille du thon rouge dans le golfe du Mexique. Le groupe a également reconnu que, étant donné que les données avaient été collectées dans le cadre de programmes d'observateurs scientifiques, la qualité des données n'était probablement pas une source de préoccupation. On s'est demandé si la sélectivité des tailles pourrait avoir affecté les résultats de l'analyse et si la sélectivité pouvait être en forme de dôme. Le groupe a noté que si tel était le cas, les résultats seraient encore plus biaisés en faveur des âges plus avancés. Enfin, il a été noté que la pêcherie de thon rouge du Mexique montrait une gamme plus large de tailles lors de certaines années, y compris des poissons ne mesurant que 120 cm de longueur à la fourche, et il a été suggéré d'inclure ces données dans les analyses futures. Le groupe a toutefois convenu que la part de ces petits poissons dans la capture totale était négligeable et que l'utilisation de ces données ne modifiait pas de manière significative les résultats de l'analyse actuelle.

Le document SCRS/2017/170 fournissait les résultats de l'utilisation de la détermination directe de l'âge pour estimer une clé âge-taille et une courbe de croissance du thon rouge de l'Est. L'étude utilisait des otolithes et des épines prélevés entre 1984 et 2013.

Le groupe a noté que les résultats de l'ajustement de la croissance présentaient un ajustement relativement pauvre des âges 8 et plus. Il a été noté qu'il semble s'agir d'un biais de sélectivité dans l'ajustement de poissons plus petits. Il a été mentionné que le groupe pourrait envisager d'utiliser différentes fonctions de croissance pour différentes tranches d'âge. Il est notoire que l'énergie est d'abord consacrée à la croissance aux âges plus jeunes et ensuite à la reproduction aux âges plus avancés. Il n'est donc pas invraisemblable de mieux décrire la croissance en utilisant plus d'une fonction de croissance. Par exemple, le groupe pourrait envisager d'utiliser la croissance estimée par Cort (1991) et Cort et al. (2014) pour les âges plus jeunes et la fonction de croissance de Allioud et al. (2017) pour les âges plus avancés. Le groupe a également abordé l'utilisation de la taille moyenne observée par âge à partir des données brutes au lieu de la courbe de croissance pour le découpage des cohortes. Le groupe a décidé d'appliquer la courbe de croissance de Cort (1991) pour le découpage des cohortes malgré un mauvais ajustement apparent aux âges plus avancés. Cependant, le groupe a noté qu'une fonction de croissance est nécessaire pour les projections d'état des stocks.

Outre ces nouvelles contributions, le **tableau 1** fournit un résumé des postulats actuels concernant les attributs du cycle vital, tels qu'utilisés dans l'évaluation des stocks de l'Atlantique Ouest et de l'Atlantique Est et de la Méditerranée.

3.2 Estimations des captures

Lors de la réunion de préparation des données tenue en mars (Anon. sous presse), le groupe a passé en revue les données de base de CAS et de tailles de la tâche I et de la tâche II (cf. point 3.1 du rapport pour de plus amples détails). Pendant la période intersessions, le Secrétariat a terminé de consulter les scientifiques et les CPC afin de classer les prises par engin de la catégorie d'engin inconnu. Comme convenu par le groupe, la tâche I a été mise à jour afin d'inclure les prises dénommées « réajustées » comme partie de la meilleure estimation des ponctions totales de thon rouge de l'Est pour la période 1998-2007. Les prises réajustées ont été attribuées à la senne. Le **tableau 2** et la **figure 1** présentent la prise totale utilisée dans l'évaluation actuelle pour chaque stock pour la période 1950-2015. Le Secrétariat a également fourni une compilation des prises historiques de thon rouge depuis 1512 récupérées principalement dans le cadre de l'ICCAT-GBYP (**figure 2**).

Pour les modèles d'évaluation qui requièrent des statistiques de capture spécifiques aux flottilles (cf. point 4), le Secrétariat, en collaboration avec les analystes principaux, ont préparé la distribution de la tâche I dans les statistiques des flottilles. Un total de 13 catégories de flottille-engin a été créé pour le thon rouge de l'Est et 11 catégories de flottille-engin pour le thon rouge de l'Ouest. Ces catégories de flottille-engin ont été également directement associées aux échantillons de fréquence des tailles correspondants en tant que données d'entrée des modèles statistiques de capture. Le **tableau 3** montre la structure flottille-engin et l'allocation correspondante de prise par année (**figure 3**).

3.2.1 Examen des statistiques de la tâche I à utiliser dans les projections

Lors de la réunion de préparation des données, il a été convenu d'utiliser 2015 comme année terminale à des fins d'évaluation. Le Secrétariat a fait savoir au groupe qu'avant la tenue de cette réunion, certaines données de prise de thon rouge soumises au titre de 2016 étaient incomplètes. Pendant la réunion, des scientifiques des principales flottilles ont déclaré des estimations préliminaires des prises de 2016 du stock occidental, à savoir : Japon 345,4 t, Canada 480 t et États-Unis 1.025 t. Pour les autres pavillons, il a été décidé de reporter les prises de 2015. Au total, la prise estimée de thon rouge de l'Ouest s'élevait à 1.912,4 t en 2016. Pour le modèle d'évaluation qui nécessite des prises spécifiques à un engin/une flottille, les proportions flottille-engin de 2015 ont été postulées. Le **tableau 4** récapitule les estimations des prises de thon rouge de l'Ouest de 2016. Dans le cas du thon rouge de l'Est, aucune donnée préliminaire n'était disponible, c'est pourquoi le groupe a convenu d'utiliser l'allocation de TAC de 2016 (19.296 t) pour les projections.

3.2.2 Tailles de la tâche II

Le document SCRS/2017/166 présente un examen détaillé et des analyses préliminaires des échantillons de fréquence de taille du thon rouge. En ce qui concerne la tâche d'harmonisation des fréquences de taille de la tâche II (T2SZ), on a fait savoir que des progrès avaient été accomplis lors de la réunion de préparation des données (Anon., sous presse). Pendant la période intersessions, des mises à jour importantes ont été apportées aux données de tailles.

Thon rouge de l'Ouest

- i) Mise à jour des échantillons de taille de la pêcherie de ligne à main du Canada pour la période 1974-1985. Ces échantillons de taille ont également été utilisés pour l'élaboration de la CAS et de la CAA pour cette combinaison flottille-engin.
- ii) Examen des échantillons de taille de la flottille palangrière des États-Unis opérant dans le golfe du Mexique, dont certains poissons ont été mal codifiés dans la base de données de l'ICCAT, à savoir en tant que mesures de la longueur à la fourche alors qu'il s'agissait de longueur entre la nageoire pectorale et la fourche. Le scientifique concerné fournira des valeurs mises à jour et des facteurs de conversion appropriés pour ces échantillons de taille. Entre-temps, ces échantillons ont été convertis en SFL pour les analyses statistiques de prise par taille.

Thon rouge de l'Est

- i) Mise à jour des échantillons de taille des flottilles de senneurs de l'UE-France et de l'UE-Espagne (SCRS/2017/171) pour la période 1970-2010, sur la base du poids moyen par opération.
- ii) Mise à jour des mesures de tailles obtenues au moyen de caméras stéréoscopiques des thons rouges mis en cage en 2014-2015.
- iii) Mise à jour de la taille estimée à la capture du thon rouge mis à mort dans les fermes (SCRS/2017/24) pour la période 2008-2015.

La plupart des nouveaux échantillons de tailles ont également été intégrés dans l'estimation de la CAS et de la CAA. En ce qui concerne le thon rouge de l'Est, on disposait d'échantillons de tailles provenant de deux sources ou plus (par exemple, caméra stéréoscopique, taille à la capture retro-calculée de poissons d'élevage mis à mort et rapports nationaux), donnant lieu à un éventuel dédoublement de l'information provenant principalement des pêcheries de senneurs et des madragues. Un système de priorité a été appliqué en cas de chevauchement des données de taille. Ce système a accordé la priorité la plus élevée aux échantillons provenant des rapports des caméras stéréoscopiques, suivis des rétrocalculs à partir des poissons mis à mort, et la priorité la moins élevée aux rapports nationaux.

Tous les échantillons de tailles ont été révisés et alloués dans la structure flottille-engin des modèles statistiques de capture, créant ainsi des échantillons de fréquence de tailles annuelle (SCRS/2017/166). Un minimum de 75 poissons mesurés par an a été imposé pour chaque échantillon de fréquence de taille, strate flottille-engin. Les échantillons à asymétrie ou aplatissement extrêmes ont également été soigneusement révisés et vérifiés avant d'être inclus, et les poissons de plus de 350 cm SFL ont été exclus. La **figure 4** illustre la distribution des tailles dans chaque catégorie flottille-engin pour les stocks de l'Ouest et de l'Est.

3.2.3 Prise par taille/Prise par âge

La plupart des nouveaux échantillons de tailles ont également été intégrés dans l'estimation de la CAS et de la CAA. La CAS a été élaborée par le Secrétariat en appliquant des lignes directrices similaires à celles utilisées dans des évaluations antérieures pour les substitutions par flottille, engin, zone et trimestre lorsque les échantillons de tailles, la CAS ou la CAA n'étaient pas disponibles. Le **tableau 5** présente les substitutions utilisées dans la CAS actuelle. Pendant la période intersessions, le Secrétariat a élaboré une CAA en utilisant la méthode de « découpage des cohortes », à l'instar de ce qui avait été fait dans les évaluations antérieures, sur la base de la taille par âge mensuelle estimée à partir des modèles de croissance, du modèle de croissance von Bertalanffy pour le stock de l'Est et de la Méditerranée (Cort, 1991 ; Cort *et al.*, 2014) et du modèle de croissance de Richards pour le stock de l'Ouest (Ailloud *et al.*, 2017). Un protocole alternatif de détermination de l'âge a été utilisé pour créer une CAA, au moyen d'une croissance paramétrique (mêmes modèles de croissance) qui utilise la variance de la taille par âge pour estimer une distribution des probabilités des âges à une taille donnée. Le document SCRS/2017/181 compare les deux protocoles de détermination de l'âge en appliquant une analyse de la courbe de capture à la CAA estimée. De manière générale, les deux protocoles de détermination de l'âge estimaient une CAA comparable et les estimations de la mortalité totale à partir de la courbe de capture étaient similaires pour le stock de l'Ouest, et légèrement plus variables dans le cas du stock de l'Est.

3.3 Estimations de l'abondance relative et CPUE

Les indices d'abondance relative recommandés pour l'évaluation du stock ont été décrits en détail lors de la réunion de préparation des données et sont brièvement énumérés au point « Méthodes ». Veuillez consulter le rapport de la réunion de préparation des données pour obtenir de plus amples détails (Anon., sous presse).

Le document SCRS/2017/082 présentait trois indices standardisés d'abondance relative du thon rouge calculés sur la base de poissons capturés par des madragues marocaines et portugaises de l'Atlantique dans la région proche du détroit de Gibraltar. Ceux-ci étaient basés sur des facteurs tels que l'année, le mois et l'identification/l'emplacement de la madrague. Un seul indice couvrait la période 1998 - 2016 et deux indices distincts ont été créés pour 1998 à 2011 et 2012 à 2016 en réponse aux éventuels changements de l'opération de pêche (par exemple, les quotas ont été atteints en peu de temps).

Les paragraphes suivants décrivent plusieurs documents sur les indices présentés à l'évaluation mais non utilisés dans l'évaluation actuelle.

Le document SCRS/2017/180 fournissait un indice standardisé de l'abondance relative du thon rouge reposant sur les données des senneurs tunisiens (2009 à 2016). Les valeurs annuelles de la CPUE étaient élevées lors des trois dernières années et la tendance générale était similaire à la tendance du poids moyen du poisson.

Le groupe a noté que les données VMS étaient disponibles et que celles-ci pourraient être utilisées pour améliorer les futures estimations de l'effort et il a été indiqué que ces données étaient disponibles pour tous les senneurs.

Le document SCRS/2017/172 fournissait un indice nominal mis à jour de l'abondance relative du thon rouge fondé sur les senneurs de Balfegó et un deuxième indice fondé sur la flottille de pêche conjointe de Balfegó. Les deux indices affichaient des tendances similaires à celles des indices des palangriers japonais. La CPUE fondée sur la flottille de pêche conjointe était plus stable que l'indice japonais ou l'indice des senneurs de Balfegó des trois dernières années. Le poids moyen des poissons en 2017, estimé par les capitaines, ne diffère pas des poids estimés au moyen des caméras stéréoscopiques de 2016.

Le groupe a fait remarquer que les opérations de pêche conjointes qui avaient pêché des poissons destinés aux fermes auraient une incidence sur les estimations de l'effort et, par conséquent, sur la tendance de la CPUE et a souhaité en savoir plus sur la disponibilité des données VMS pour corriger ou mieux définir l'effort. Il a été noté que cette information devrait être disponible pour les navires de Balfegó. Le groupe a également souhaité connaître la disponibilité des données des échosondeurs ou de sonars afin d'obtenir des estimations de la densité des bancs. Il a été indiqué que la zone de pêche était petite et qu'elle ne correspondait pas à l'ensemble de la zone des prospections aériennes et que les échosondeurs commerciaux n'étaient généralement pas en mesure d'enregistrer.

Le document SCRS/2017/184 présentait un indice nominal de l'abondance du thon rouge fondé sur les opérations des palangriers japonais menées entre 2000 et 2006 dans les eaux territoriales algériennes et dans le cadre du quota de capture de l'Algérie. Il s'est avéré que la production augmentait à mesure qu'augmentait la SST et que les températures de 20 ° C étaient optimales. La prévalence des femelles s'est également accrue avec l'augmentation de la SST. Les données relatives aux opérations des senneurs étaient également disponibles (2010-2017), mais n'ont pas généré d'indice d'abondance en raison de la difficulté de définir une unité d'effort de pêche cohérente.

Le groupe a souhaité connaître la mesure de l'effort de pêche utilisée dans la CPUE. Il a été indiqué que le nombre de navires était utilisé pour l'effort. Le groupe a suggéré d'envisager des mesures de l'effort plus appropriées à l'avenir.

3.4 Marquage

Aucune nouvelle donnée n'a été présentée, même si des données de marquage conventionnel et électronique présentées lors de la réunion de préparation des données ont été récapitulées aux fins de leur entrée dans les modèles de mélange. Le groupe a noté que la base de données de marquage électronique ne contenait aucune information indiquant si la marque avait été récupérée par la pêcherie ou non. Plusieurs chercheurs ont fourni cette information pendant la tenue de la réunion, mais le jeu de données était toujours trop incomplet pour pouvoir être utilisé dans les modèles lors de la réunion.

3.5 Composition par âge (clés âge-taille)

Le document SCRS/2017/170 abordait le nouvel examen des lectures d'épines historiques et établissait que la méthode historique employée pour déterminer l'âge fournit des résultats équivalents à ceux obtenus en utilisant la méthodologie standardisée actuelle et que ces registres peuvent dès lors être utilisés pour estimer la croissance et la composition des âges. Ce document vise également à mettre au point une nouvelle courbe de croissance pour l'Atlantique Est au moyen de la même méthodologie utilisée pour l'Ouest (à savoir la méthodologie de Ailloud *et al.*, 2017). Tant le nouveau modèle de von Bertalanffy que le modèle de Richards donnaient lieu à des schémas dans les valeurs résiduelles. La raison de l'inadéquation est en grande partie due à l'absence de spécimens plus âgés dans le jeu de données ainsi que des différences possibles dans le schéma de sélectivité entre les poissons jeunes et âgés. Par conséquent, il a été proposé d'explorer des modèles plus flexibles. Le groupe a proposé deux autres solutions possibles lorsqu'aucun modèle de croissance paramétrique acceptable n'est disponible : i) l'utilisation de tailles par âge moyennes (à partir des données brutes) pour former une courbe de croissance empirique et l'utiliser pour le découpage des cohortes de la prise par taille ; ou ii) utiliser une « courbe transformée » reliant les modèles de Cort (1991) et de Cort et al. (2014) pour les spécimens plus jeunes et de Ailloud et al. (2017) pour les âges plus avancés.

Le document SCRS/2017/179 présentait des estimations de la prise par âge des stocks de l'Est et de l'Ouest en fonction de la clé âge-taille combinée inverse et vers l'avant (Hoenig et al., 2002). Après quelques problèmes rencontrés dans un premier temps pour maximiser la probabilité, une procédure ad hoc a été développée qui limitait les estimations de la probabilité par âge au-delà de zéro et facilitait la convergence. Le groupe a noté que la matrice de prise par âge de l'Atlantique Ouest semblait suivre correctement l'évolution des cohortes fortes et faibles. En général, la clé combinée donnait des résultats similaires au découpage des cohortes avec certaines différences en ce qui concerne la taille des cohortes et la classe d'âge attribuée à une cohorte forte (**figure 5**). Cependant, trois préoccupations au sujet de la clé combinée ont été soulevées par le groupe : 1) Certaines cohortes semblent presque disparaître et ne réapparaissent qu'un an plus tard, provoquant une instabilité dans la VPA, 2) le poids moyen calculé dans le groupe plus était inférieur à celui des spécimens de 15 ans en raison de la petite taille des échantillons pour l'âge 15 et 3) une forte classe d'âges de 2002 apparaît dans l'ensemble de la matrice de la prise par âge de l'Ouest, alors qu'il y avait lieu de craindre que ce ne soit la classe d'âge de 2003. Quant à l'Atlantique Est, de plus grands problèmes se sont posés en ce qui concerne la convergence de la clé combinée inverse et vers l'avant en raison de petites tailles d'échantillons de plus grands spécimens. En outre, les estimations de la composition des âges variaient considérablement d'une année à l'autre pour les trois dernières années.

Les estimations de la prise par âge de l'Ouest à partir de la clé combinée inverse et vers l'avant ont été exécutées au moyen de la VPA et il a été noté que ce modèle produisait des modèles étranges de F extrêmement élevés suivis par des F extrêmement faibles en raison de la disparition apparente et de la réapparition des cohortes. Le groupe a donc décidé d'exécuter un scénario de VPA pour l'Ouest dans le cadre duquel la composition des âges pour les cinq dernières années (2010-2015) a été obtenue à partir de la clé âge-taille combinée inverse et vers l'avant et de la composition des âges pour les années antérieures à 2010 obtenue à partir du découpage des cohortes. Le groupe + du scénario a été fixé à l'âge 16+. Les résultats ont été présentés au groupe. On s'est dit préoccupé par le changement apparent de sélectivité en raison de la modification de la méthode d'estimation de la composition des âges. Il a donc été décidé d'utiliser le découpage des cohortes pour créer les VPA de base et d'utiliser la matrice de prise par âge obtenue à partir de la clé combinée inverse et vers l'avant uniquement en tant que scénario de sensibilité. Pour la VPA de l'Est, il a été décidé d'utiliser la composition des âges obtenue à partir du découpage des cohortes reposant sur Cort (1991) et Cort et al. (2014), tout en sachant qu'il existe un mauvais ajustement aux spécimens âgés, car L_{∞} est mal estimée en raison du manque de poissons âgés dans l'ajustement.

Pour les modèles de Stock Synthesis (SS3), les paires âge-taille ont été saisies en tant que distributions des fréquences d'âges par intervalles de taille (intervalles de 4 cm pour l'Est et de 5 cm pour l'Ouest) pour chaque année et pêcherie pour lesquelles des données ont été recueillies. Cette saisie permet que les données soient utilisées comme une clé âge-taille plutôt que comme une composition par âge. Cette entrée a permis aux modèles intégrés d'employer les informations provenant de données sporadiques d'âge-taille sans postuler que les données étaient représentatives des âges pour l'ensemble de la gamme des tailles. Les données liées à la détermination de l'âge ont été saisies avec une erreur et un biais de détermination de l'âge, de la manière décrite ci-après.

Après un examen plus approfondi des données sur l'âge, le groupe a noté que la taille par âge moyenne des échantillons d'épine semblait systématiquement plus grande que la taille par âge moyenne des échantillons d'otolithes (**figures 6 et 7**). Les experts en détermination de l'âge ont expliqué que les lectures des épines des jeunes poissons (<7 ans) sont très fiables, mais ont exprimé leur inquiétude quant aux âges estimés des échantillons d'otolithes jusqu'à l'âge de 7 ans car on sait que les jeunes poissons déposent des bandes qui peuvent être interprétées à tort comme étant annuelles dans des échantillons de jeunes spécimens, ce qui pourrait se traduire par une surestimation des âges des otolithes. Les données utilisées pour construire la clé combinée âge-taille inverse-vers l'avant pour le stock de l'Ouest sont principalement des données d'otolithes (~ 10 échantillons d'épine), ce qui pourrait expliquer pourquoi la forte cohorte apparente dans la prise par âge calculée sur la base de la clé combinée inverse-vers l'avant a été attribuée à la classe d'âge de 2002 et non pas à celle de 2003. Le groupe a recommandé qu'un vecteur de biais de détermination de l'âge soit ajouté au modèle Stock Synthesis, car il est capable de tenir compte de cette source potentielle de biais. Sur demande, un vecteur de biais de détermination de l'âge a été élaboré en utilisant des données provenant d'échantillons combinés d'épines et d'otolithes recueillis dans le passé (Rodriguez-Marin et al., 2016) en postulant que les lectures d'épines sont correctes pour les poissons jusqu'à l'âge de 7 ans (**tableau 6**). Un vecteur d'otolithes dont les biais ont été corrigés et dont l'âge a été déterminé a été mis au point en utilisant la moyenne pondérée des lectures d'âge des échantillons d'otolithes associée à chaque groupe d'âge des échantillons d'épine correspondants.

3.6 Composition des stocks (microchimie des otolithes, génétique)

Aucun nouveau document sur la composition des stocks n'a été présenté lors de la réunion. Le groupe a décidé de se fonder sur les données de composition des stocks compilées lors des réunions de préparation des données de 2016-2017 dans une base de données sur la composition des stocks de l'ICCAT. La base de données comprend des données sur la composition des stocks de l'ICCAT-GBYP, du Canada, des États-Unis et de l'Union européenne. Au cours de la réunion, de nouvelles données sur la composition des stocks des États-Unis ont été saisies dans la base de données. Ces données sont composées d'attributions fondées sur la chimie des otolithes prélevés sur des thons rouge de l'Atlantique provenant du golfe du Maine (États-Unis) pour la période 2010-2011. L'attribution individuelle de ces données se fondait sur la procédure des forêts aléatoires (Hanke et al., 2016). En outre, des corrections apportées à la base de données ont été effectuées en ce qui concerne l'attribution de l'année et de la zone aux attributions individuelles de l'origine. La base de données finale a été mise à disposition pour les différents modèles utilisés pour l'évaluation des stocks ainsi que pour l'approche MSE.

La base de données combinée comprend 6.886 spécimens présentant des informations sur la probabilité qu'ils soient d'origine orientale (**figure 8**). Conformément aux critères adoptés lors des réunions de préparation des données de 2016 et 2017, les poissons n'ont été attribués à une origine que lorsque la probabilité d'origine orientale était inférieure à 0,3 (attribuée à l'Ouest, n = 2773) ou supérieure à 0,7 (attribuée à l'Est, n = 2727).

À l'heure actuelle, la base de données permet d'estimer la composition des stocks pour toutes les zones où le thon rouge est présent, à l'exception de SC_ATL. La **figure 9** illustre la proportion de poissons d'origine orientale par zone estimée à partir de la base de données sur la composition des stocks de l'ICCAT. Les informations sur la composition des stocks par zone ne suggèrent pas de composition de stock mixte dans les deux principales zones de reproduction (c.-à-d. poissons d'origine occidentale à 100% dans le GOM et près de 100% d'origine orientale dans MED), une composition minimale de stock mixte dans SE_ATL, E_ATL, NE_ATL et NC_ATL et une plus grande composition de stock mixte dans W_ATL, CAR et GSL. Les zones de l'Atlantique définies dans la limite du stock de l'Est ont montré des proportions d'origine orientale supérieures à 0,6, alors que les zones occidentales affichaient des proportions orientales inférieures à 0,8.

Les données servant à documenter les estimations des proportions des stocks sont plus nombreuses à partir de 2009, lorsque la plupart des analyses ont été menées. Cependant, des données de la fin des années 70 et des années 90 sont disponibles pour certaines zones (WATL et GOM). Les résultats suggèrent qu'il existe une variation interannuelle importante des proportions estimées dans une zone donnée. Au sein de certaines zones, les proportions peuvent également varier d'un engin de pêche à l'autre, en particulier dans les grandes zones (par exemple, W_ATL) où différents engins (par exemple, la palangre et la canne et moulinet) sont utilisés dans différentes zones (**figure 10**).

Les informations issues de la base de données sur la composition des stocks de l'ICCAT ont été examinées afin de documenter la révision des VPA de la population d'origine (SCRS/2017/174). Les tendances temporelles de la proportion de l'Est ont été examinées par flottille (définie par zone et engin) pour déterminer les postulats de composition des stocks pour les VPA de la population d'origine. Les règles suivantes ont été utilisées pour déterminer la composition du stock en vue d'étayer ce modèle et les estimations résultantes sont illustrées à la **figure 11** :

- i) Si les données suggèrent des différences annuelles de la proportion de spécimens de l'Est, des estimations variant dans le temps de la composition des stocks sont proposées par flottille.
- ii) Il est proposé d'utiliser les estimations pluriannuelles de la proportion de spécimens de l'Est pour les années sans données ou dont les échantillons sont inférieurs à 14 (sur la base de la taille minimale de l'échantillon nécessaire pour détecter une différence oscillant entre 0,7 et 0,3).
- iii) Compte tenu de certaines anomalies apparentes, la médiane des proportions des échantillons agrégés a été utilisée pour déterminer la composition du stock par flottille.

3.7 Autres données

Aucune information n'a été présentée.

4. Méthodes en rapport avec l'évaluation des stocks

L'évaluation des stocks de 2017 a été menée pour les stocks de thon rouge de l'Atlantique. Outre les révisions importantes des données historiques des pêcheries, de nouvelles séries d'abondance relative indépendantes des pêcheries et de nouvelles informations sur le cycle vital, un large éventail de modèles d'estimation a été appliqué aux deux stocks, y compris des configurations révisées des analyses de population virtuelle (VPA), de la prise par taille statistique, de la prise par âge statistique et d'autres modèles d'évaluation intégrés. Parmi ceux-ci, les seuls modèles que l'on a estimés avoir suffisamment progressés à la fin de la réunion afin de pouvoir être considérés comme la base de l'avis de gestion étaient les applications VPA pour le stock de l'Est (point 4.1) et les applications VPA et Stock Synthesis pour le stock de l'Ouest (point 4.2). Les spécifications des autres modèles figurent au point 4.3.

4.1 Méthodes – Est

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

Une configuration révisée du logiciel VPA-2Box a été utilisée (Porch et al., 2001, catalogue de l'ICCAT <https://github.com/ICCAT/software/wiki/2.10-VPA2Box>). Dans les évaluations précédentes, le point de départ était la dernière évaluation à laquelle des modifications étaient progressivement apportées selon un processus étape par étape. En raison du grand nombre de modifications apportées aux données d'entrée, de la révision des données de la tâche I et de la tâche II, de la révision des indices de taille du stock et de la durée de la série temporelle, découlant des diverses réunions de préparation des données, une approche progressive de ce type était peu pratique, et aucun scénario de continuité n'a été exécuté. Dans ce contexte, l'ICCAT-GBYP était extrêmement utile pour la récupération et la mise à disposition des données, en particulier celles concernant la composition des tailles (SCRS/2017/166).

Une analyse exploratoire des données a été menée en ce qui concerne le jeu de données du thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée préparé pour l'analyse de population virtuelle dans le SCRS/2017/123. Ces données incluent la prise par âge de l'ensemble du stock, la prise par unité d'effort et les prises partielles. L'analyse a exploré les corrélations et les conflits entre la série de CPUE, les schémas de sélection des principales flottilles et la mortalité par pêche des âges terminaux, le paramètre principal estimé par la VPA. L'analyse a été utilisée pour faciliter le développement des scénarios à utiliser dans l'évaluation.

Les modèles d'évaluation des stocks sont vulnérables aux observations anormales (valeurs atypiques), ce qui peut entraîner des estimations biaisées des paramètres, une sous-estimation de l'incertitude et une mauvaise capacité de prédiction. Par conséquent, les points influents devraient être identifiés et leurs impacts étudiés. Les documents SCRS/2017/104 et SCRS/2017/124 présentaient ainsi une validation croisée de l'évaluation de l'analyse de population virtuelle de l'Atlantique Est et de la Méditerranée pour montrer la façon dont le biais est estimé et dont les scénarios d'évaluation des stocks sont validés.

Avant la réunion d'évaluation, on a exploré un large éventail d'options et de paramètres tels que le test de différents scénarios (SCRS/2017/168) pour le ratio entre la mortalité par pêche du groupe plus et la mortalité par pêche au dernier âge réel (F_{ratio}), le nombre d'années et la pénalité de la force de recrutement et de la vulnérabilité, ainsi que la prise en compte de l'échelonnement de la variance des indices de taille du stock. Deux méthodes pour calculer le poids moyen par âge (WAA) ont été testées : i) sur la base de la courbe de croissance, ii) en divisant la prise totale par âge en poids par la prise totale par âge en nombre. Les deux approches ont généré un WAA en forte baisse dans le groupe plus (10+). Cela a fourni un nombre trop élevé de modèles permettant de les comparer les uns aux autres. Pour réduire le nombre de scénarios, une première sélection a été faite en excluant les scénarios inappropriés. Il a été estimé que les modèles étaient inappropriés s'ils fournissaient une médiane de la SSB pour les séries temporelles extrêmement élevée (> 500.000 t), si les schémas rétrospectifs des SSB étaient trop stricts et si les diagnostics des modèles étaient pauvres. Les meilleurs modèles restants ont ensuite été classés en fonction du critère d'information Akaike (AIC). Il a toutefois été souligné que le processus de sélection du modèle ne peut pas être fondé sur AIC si les limitations ou les données sont modifiées d'un scénario à l'autre. Néanmoins, les résultats ont fourni une orientation utile pour les formulations ultérieures développées au cours de la réunion.

Les paramètres d'entrée du modèle utilisés dans les analyses ci-dessous sont résumés dans le **tableau 1**.

Les indices de l'abondance du stock étaient ceux qui avaient été convenus lors de la réunion de préparation des données de mars 2017 (**tableau 7**), à savoir :

1. MOR_SP_TP, Madrague combinée Maroc –UE-Espagne de 1981 à 2011
2. MOR_POR_TP, Madrague combinée Maroc –UE-Portugal de 2012 à 2015
3. JPN_LL_EastMed, Palangre du Japon, Est et Méditerranée, de 1975 à 2009
4. JPN_LL1_NEA, Palangre du Japon, Atlantique Nord-Est, de 1990 à 2009
5. JPN_LL2_NEA, Palangre du Japon, Atlantique Nord-Est, de 2010 à 2015
6. SP_BB1, Canneurs de l'UE-Espagne, de 1952 à 2006
7. SP_BB2, Canneurs de l'UE-Espagne et de l'UE-France, de 2007 à 2014
8. FR_AER, Prospections aériennes UE-France de 2000 à 2003, de 2009 à 2012 et de 2014 à 2015.
9. WMED_LARV, Indice larvaire, Méditerranée occidentale, de 2001 à 2005 et de 2012 à 2015.

L'indice reposant sur les prospections aériennes de l'UE-France se fonde sur le nombre de bancs observés en tenant compte de la détectabilité de plusieurs tailles de bancs. Alors que le nombre de petits, moyens et grands bancs a été enregistré, la taille réelle d'un petit, moyen ou grand banc au cours d'une année donnée n'est pas connue. Notant que les proportions des différentes tailles de bancs diffèrent entre la première et les deux périodes suivantes, le groupe a décidé de traiter la première période (2000 à 2003) comme un indice distinct (FR_AER1 et FR_AER2).

Le groupe a noté que la profondeur échantillonnée par les traits planctoniques obliques de la prospection larvaire était passée d'environ 69 m lors de la première période (2001 à 2005) à 24 à 32 m selon l'année de la deuxième période (2012-2015). Les auteurs ont expliqué au groupe par correspondance la façon dont l'indice avait été standardisé pour tenir compte du changement de profondeur. Le groupe restait préoccupé par le fait que la série soit divisée. Cependant, il a décidé de l'utiliser comme une seule série.

Une limite de 3 ans a été appliquée à la vulnérabilité (stdev = 0,4, cf. document SCRS/2017/168 pour plus de détails) tandis qu'aucune limite au recrutement ou à la relation stock-recrutement n'a été appliquée (pour plus de détails sur VPA2-box, un manuel est disponible à <https://github.com/ICCAT/software/wiki/2.10-VPA2Box>). Tous les indices de la CPUE appartenant à la même classe d'engin ont été pondérés de façon égale, tandis que chaque série de prospection indépendante des pêcheries a été pondérée séparément. Les F de l'année terminale ont été estimés pour les âges 1 à 9. Les ratios de F ont été estimés pour 1968-1980, 1981-1995, 1996-2007 et 2008-2015. Les périodes ont été établies sur la base des tendances du ratio de F estimées comme un scénario aléatoire (scénarios 1-11 du **tableau 8**), ce qui semblait compatible avec les attentes sur la base des principaux changements des réglementations et d'autres développements de la pêche.

Les fichiers des valeurs d'entrée et de sortie pour le cas de base de la VPA sont inclus comme **Appendice 5** (non inclus dans le rapport).

Une brève description des principaux scénarios exécutés lors de la réunion est présentée au **tableau 8**.

4.2 Méthodes – Ouest

4.2.1 Spécifications de la VPA appliquées au stock de l'Ouest

Une configuration révisée de VPA-2Box a été employée dans l'évaluation (Porch et al., 2001, disponible dans le catalogue des logiciels de l'ICCAT : <https://github.com/ICCAT/software/wiki/2.10-VPA2Box>). Une configuration de continuité du scénario VPA-2Box à partir de l'évaluation de 2014 a été mise à jour avec les données des pêcheries et des prospections jusqu'en 2015 (SCRS/2017/173). La tranche d'âge de 1 à 16 + a été maintenue pour la configuration du cas de base. Conformément aux décisions prises lors de la réunion de préparation des données, les principaux changements de l'évaluation de 2017 sont les suivants :

- Le postulat de mortalité naturelle (M) a été révisé, passant d'un taux instantané constant de $M = 0,14$ à un taux variable selon l'âge calculé à partir de la méthode de Lorenzen mise à échelle à $M = 0,1$ pour les âges les plus élevés. Cette décision a été soutenue par une analyse des données de marquage-récupération (SCRS/2017/083) ;
- On a postulé que deux scénarios de frai par âge représentaient la fraction de chaque classe d'âge du stock reproducteur de l'Ouest ; les spécimens plus jeunes (25% frayant à l'âge 3, 50% à l'âge 4, 100% à l'âge 5 +, comme dans le stock de thon rouge de l'Est) et plus âgés (fonction logistique avec 0% frayant à l'âge 5, 50 % à l'âge 10 et 100% à l'âge 15) sur la base de la distribution des âges dans le golfe du Mexique (SCRS/2017/164) ;

- Les estimations de la prise par âge ont été révisées en profondeur avec une nouvelle courbe de croissance (Ailloud et al., 2017), de nouvelles données de tâche 1 (prise totale) et de tâche 2 (composition par âge et par taille) ;
- L'année de début de l'évaluation a été révisée, passant de 1970 à 1974, car les échantillons de composition de tailles étaient limités avant 1974 ;
- Les indices canadiens de canne et moulinet, CAN_GSL et CAN_SWNS, ont été combinés pour former une seule série canadienne de CPUE (CAN_Combined_RR) de 1984-2015 ;
- L'indice des palangriers japonais dans l'Atlantique Ouest à l'Ouest de 45° a été divisé en deux séries, 1976-2009, JPN_LL et 2010-2015 JPN_LL_RECENT, et la prise par âge partielle a été révisée pour refléter les changements récents de sélectivité ;
- La prospection acoustique canadienne a été incluse comme indice CAN_GSL_Acoustic 1994-2015 ; et
- Révisions des gammes d'âge pour calibrer les indices.

Les indices d'abondance suivants ont été utilisés pour calibrer la VPA, comme convenu lors de la réunion de préparation des données de 2017 (**tableau 9**) :

- Larval Survey, golfe du Mexique, prospection larvaire, 1977-2015
- CAN_GSL_Acoustic, prospection acoustique, Canada, golfe du Saint Laurent, 1994-2015
- CAN_Combined_RR (GSL et SWNS), indice de grands poissons du Canada combinant le golfe du Saint Laurent et le Sud-Ouest de la Nouvelle Écosse, 1984 - 2015
- US_RR_66_114, canne et moulinet, États-Unis, poissons de 66 à 114 cm, 1993-2015
- US_RR_115_144, canne et moulinet, États-Unis, poissons de 115 à 144 cm, 1993-2015
- US_RR<145, canne et moulinet, États-Unis, poissons de <145cm, 1980-1992
- US_RR>195, canne et moulinet, États-Unis, poissons de >195cm, 1983-1992
- US_RR>177, canne et moulinet, États-Unis, poissons de plus de 177 cm
- JPN_LL, palangre, Japon, Atlantique Ouest à l'Ouest de 45°W, 1976-2009
- JPN_LL_RECENT, palangre, Japon, Atlantique Ouest à l'Ouest de 45°W, 2010-2015.
- JPN_LL_GOM, palangre, Japon, golfe du Mexique, 1974-1981
- US_LL_GOM, palangre pélagique, États-Unis, golfe du Mexique, 1992-2015

De nombreuses configurations exploratoires ont été envisagées, y compris la prise par âge alternative à partir de clés âge-taille, la capturabilité variant dans le temps des indices de la zone de l'Atlantique Ouest, la pondération statistique relative des indices, le taux de mortalité par pêche des âges 16+ par rapport à l'âge 15 (ratios de F), sélectivité variant dans le temps de la palangre japonaise dans l'Atlantique Ouest de 2010 à 2015, une pénalisation des changements de vulnérabilité pour les trois dernières années, un groupe plus jeune de spécimens plus âgés (10+) et d'autres postulats de départ pour la solution itérative. Les résultats de la VPA étaient légèrement sensibles à l'estimation des ratios de F, mais les ratios estimés n'étaient pas bien déterminés. Après avoir examiné et comparé les estimations des ratios de F à partir de SS3, les ratios de F de la VPA ont été fixés à 1 pour le cas de base. Les résultats étaient relativement insensibles à l'âge du groupe plus (10Plus ou 16Plus), à l'exception des estimations des années 70. Les résultats étaient relativement insensibles à la pénalisation de vulnérabilité et à d'autres approches pour modéliser la sélectivité de l'indice JPN_LL_RECENT. Les estimations absolues de la taille du stock variaient selon les explorations, mais les tendances générales étaient cohérentes (**figure 12**). Le scénario 30 a été retenu comme cas de base sur la base des diagnostics de toutes les analyses exploratoires et d'autres modèles d'estimation.

Les estimations révisées de la prise par âge reposant sur une clé combinée inverse et vers l'avant (SCRS/2017/179) n'ont pas suivi de manière adéquate les cohortes pour étayer l'hypothèse de l'absence d'erreur de mesure dans la prise par âge de la VPA.

Avec certaines tendances contradictoires entre les indices, les résultats de la VPA étaient sensibles à la pondération statistique des indices. On a considéré que les tendances contradictoires récentes de la CPUE canadienne par rapport à la CPUE de la canne et moulinet des États-Unis de grands poissons (US_RR> 177) reflétaient un changement de distribution des eaux des États-Unis vers celles du Canada et plusieurs révisions de modèles ont été explorées pour résoudre cette tendance contradictoire : i) la capturabilité variant dans le temps a été explorée pour les indices de l'Atlantique Ouest, ii) des indices ajustés dans la zone de l'Atlantique Ouest ont également été explorés pour tenir compte de leur relation avec l'oscillation atlantique multidécennale (AMO) et iii) plusieurs approches alternatives à la pondération des indices.

Pour le modèle final de VPA du thon rouge de l'Ouest, le groupe a décidé i) d'exclure la CPUE canadienne (CAN_Combined_RR) et l'indice américain de canne et moulinet de grands poissons (US_RR > 177) et ii) de pondérer les deux indices indépendants des pêcheries en fonction de leur CV d'entrée (avec un CV minimum de 0,3) et la série de CPUE de la pêche par leur CV d'entrée et par un terme de variance supplémentaire estimé dans la VPA pour tenir compte d'une erreur de processus supplémentaire. Les indices CAN_Combined_RR et US_RR > 177 ont été finalement supprimés car ils indiquaient des tendances opposées et étaient considérés comme les indices les plus sensibles à l'hypothèse d'un déplacement de la distribution spatiale des poissons.

4.2.2 Spécifications de Stock Synthesis appliquées au stock de l'Ouest

Une application de Stock Synthesis (SS3) a été élaborée pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest avec la prise de 1951 à 2015 (dont on suppose qu'elle ne présente aucune erreur de mesure) à partir de treize flottilles (JAPAN_LL, USA_CAN_PSFBS, USA_CAN_PSFBS, USA_TRAP, USA_CAN_HARPOON, USA_RRFB, USA_RRFS, OTHER_ATL_LL, CAN_HOOKLINE, GOM_LL_US_MEX, JLL_GOM, CAN_TRAP, CAN_GSL1). La structure de la flottille et les données d'entrée (SCRS/2017/166) sont les suivantes, avec quelques modifications afin d'obtenir des flottilles homogènes et des données de composition similaires : la série des madragues US_CAN a été divisée, la série des senneurs US_CAN a été divisée entre PS-FS (<145 cm SFL) et PS_FB (>145 cm SFL), et la série US_RR a été scindée entre RR-FS (<145 cm SFL) et RR_FB (>145 cm SFL).

Le modèle SS a été ajusté aux onze indices de taille du stock : IND1_JPN_LL, IDX2_US_RR_66_114, IDX3_US_RR_115_144, IDX4_US_RR<145, IDX5_US_RR>177, IDX6_US_RR>195, IDX7_US_LL_GOM, IDX8_JPN_LL_GOM, IDX9_CAN_Combined_RR, IDX10_Larval_Survey, IDX11_JPN_LL_Recent, et IDX12_CAN_GSL_ACOUSTIC (cf. **tableau 9**) postulant une erreur lognormale avec un CV de 0,2 pour chaque valeur d'indice de chaque année. On a postulé de manière générale que les sélectivités de l'indice étaient identiques à leur flottille respective, à l'exception de plusieurs indices spécifiques à la taille (par exemple, US_RR_115_144), pour lesquels les paramètres de sélectivité ont été fixés pour sélectionner uniquement entre ces gammes de taille.

Les données de fréquence de taille ont été saisies de 1955 à 2015 en postulant des distributions multinomiales avec une pondération itérative de la taille effective de l'échantillon et des observations de l'âge et de la taille de 1975-2015, en postulant un CV d'erreur de détermination de l'âge de 0,1 (Busawon D.S. et al. 2015). Au cours de la réunion, on s'est montré préoccupé par le fait que les otolithes pourraient donner une estimation de l'âge biaisée à la hausse en raison d'une fausse bande pour les jeunes âges. Un vecteur révisé d'erreur et de biais de détermination de l'âge a été obtenu sur la base des lectures des paires d'échantillons otolithe/épine et a été utilisé pour tenir compte du biais de la détermination de l'âge :

Âge	0,58	1,86	2,79	3,82	5,10	5,93	7,31	8,83	8,50	9,50	
	10,50	11,50	12,50	13,50	14,50	15,50	16,50	17,50	18,50	19,50	
	20,50	21,50	22,50	23,50	24,50	25,50	26,50	27,50	28,50	29,50	
	30,50	31,50	32,50	33,50	34,50						
SE	0,14	0,41	0,54	0,62	0,73	0,75	0,89	1,07	1,09	1,14	1,22
	1,34	1,52	1,85	2,04	1,76	1,66	1,44	1,53	2,20	2,31	2,43
	2,54	2,65	2,77	2,88	2,99	3,10	3,22	3,33	3,44	3,56	3,67
	3,78	3,89									

La taille par âge a été initialement saisie avec un CV en tant que fonction de l'âge, mais a été modifiée en fonction de taille pendant la réunion afin de correspondre davantage aux postulats de croissance de Ailloud et al (2017).

Le modèle SS initial comptait 93 paramètres estimés. Le modèle final estimait les paramètres en raison de l'ajout de blocs temporels dans la sélectivité et les coefficients de la relation entre l'AMO et la capturabilité. La sélectivité fondée sur la taille a été estimée en tant que fonction logistique pour certaines flottilles (CAN_HL, GOM_LL_US_MEX, JLL_GOM, CAN_TRAP, US_CAN_HARPOON, OTH_ATL_LL) et en tant que fonction normale double pour les autres flottilles (JPN_LL, US_CAN_PSFBS, US_CAN_PSFBS, US_TRAP, US_RRFB, US_RRFS). Il a été postulé que la sélectivité de CAN_GSL_Acoustic Survey était la même que celle des pêcheries CAN_GSL1 du début de la période compte tenu de la disponibilité similaire. Dans certains cas, des paramètres extrêmement corrélés ont été fixés pour éviter des corrélations élevées entre les paramètres de la double sélectivité normale.

Un stock « presque vierge » a été postulé en 1950, avec une estimation de la mortalité par pêche de la première année à partir de deux flottilles (SA_CAN_HARPOON et USA_TRAP). Une fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt a été postulée et les écarts de recrutement annuel ont été estimés de 1961 à 2015 avec un ajustement du biais pour la rétro-transformation des écarts de recrutement estimés sur l'échelle logarithmique au recrutement sur l'échelle arithmétique. L'ajustement du biais augmente en fonction de la quantité d'informations dans les données pour estimer le recrutement de sorte que les années avec de bonnes données aient un ajustement élevé du biais et les années qui en sont dépourvues aient un ajustement moindre (Methot et Taylor, 2011).

La croissance a été estimée en interne avec une fonction Richards et il a été estimé qu'elle était similaire à Ailloud et al. (2017). On a postulé que le taux de mortalité naturelle M s'élevait à 0,1 pour l'âge 20, échelonnée avec la fonction de croissance de Lorenzen. On a postulé que deux scénarios de reproduction par âge représentaient le scénario de reproduction postulé pour le stock de l'Est : reproduction à un âge plus jeune (25% frayant à l'âge 3, 50% à l'âge 4, 100% à l'âge 5+) et reproduction à un âge plus avancé (courbe logistique avec une reproduction de 0% à l'âge 5, de 50% à l'âge 10 et de 100% à l'âge 15) sur la base de la distribution des âges dans le golfe du Mexique (SCRS/2017/164). La pente à l'origine de la relation stock-recrutement h a été estimée à 0,55 (reproduction de spécimens plus âgés) et à 0,47 (reproduction de spécimens plus jeunes).

À l'instar de la VPA, l'ajustement à certains indices de CPUE était mauvais (p. ex., toutes les valeurs résiduelles positives de $IDX9_CAN_Combined_RR$ 2003-2015 et toutes les valeurs résiduelles négatives de $IDX5_US_RR > 177$ 2005-2015) et aux séries temporelles récentes de données sur la composition JPN_LL (2010-2015). Les données insuffisantes sur la composition de la première partie de la période au moment des pics de capture se sont traduites par des CV élevés dans les recrutements estimés.

Plusieurs autres configurations de SS ont été explorées pour étudier des postulats alternatifs de M , des approches alternatives pour estimer la sélectivité de JPN_LL , $IDX2_US_RR_{66_114}$, $IDX3_US_RR_{115_144}$, $USRRFS$ et $CAN_HOOKLINE$, l'ajout de l'indice JLL du Brésil, l'inclusion de l'AMO comme covariable servant à étayer la capturabilité variant dans le temps (cf. Schirripa et al., 2017), des approches alternatives pour estimer le recrutement (y compris un test de changement de régime et sans contrainte à partir d'une relation stock-recrutement).

Les profils de vraisemblance conditionnelle suggèrent que les données sont cohérentes avec une gamme allant de $M = 0,05$ à $M = 0,1$ et une gamme de *steepness* relativement étroite ($h \sim 0,55$ à 0,6), mais les données de composition par taille sont plus cohérentes avec une valeur plus faible de h et les données de composition par âge sont plus cohérentes avec une valeur plus élevée de h .

Les scénarios 8 (reproduction à un âge plus avancé) et 9 (reproduction à un âge plus jeune) ont été retenus comme cas de base reposant sur les diagnostics de toutes les analyses exploratoires et les comparaisons avec les résultats d'autres modèles.

4.3 Autres méthodes

4.3.1 Évaluations alternatives des stocks de l'Est et de l'Ouest (sans mélange)

Stock Synthesis 3, ASAP 3, SAM et SCAL ont également été exécutés avec les mêmes données ou des données très similaires.

Des applications de SS3 ont été développées pour les stocks de thon rouge de l'Atlantique Ouest (SCRS/2017/176) et de l'Atlantique Est et de la Méditerranée (SCRS/2017/175). Les deux jeux de modèles ont été considérablement modifiés lors de la réunion. On a estimé que le modèle SS3 pour le stock occidental était suffisamment avancé à la fin de la réunion pour pouvoir être utilisé avec la VPA comme première base pour formuler un avis de gestion. Celui-ci est décrit en détail au point 4.2.2. En revanche, certains problèmes concernant le modèle SS3 pour le stock de l'Est subsistaient à la fin de la réunion et le groupe était indécis quant à l'utilisation des résultats comme première base pour formuler un avis de gestion. En conséquence, la description de l'application aux stocks de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée est incluse au présent point.

L'application SS3 pour le stock de thon rouge de l'Atlantique Est et la Méditerranée (SCRS/2017/175) a été développée sur la base d'une ébauche antérieure détaillée dans le document de Irie et Takeuchi (2015). Elle comprend des données de capture pour les années 1950-2015 (ne présentant en principe aucune erreur de mesure) de quinze flottilles (Baitboat 1 1952-2006, Baitboat 2 2007-2014, LL Japan EastMed 1960's-2009, LL Japan NEA1 1990-2009, LL Japan NEA2 2010-2015, Other LL 1950-2015, PS-Norway 1950-1981, PS Croatia 1990-

2015, PS FRANCE_SPAIN 1970-2015, PS Other 1951-2015, PS Inflated 1995-2006, Trap Morocco_Spain 1951-2011, Trap Morocco_Portugal 2012-2015, Trap Other 1951-2015, et Other 1951-2015). Le modèle SS3 a été ajusté aux indices d'abondance (SP_BB1 1952-2006, SP_BB2 2007-2014, JPN_LL_EastMed 1975-2009, JPN_LL1_NEA 1990-2009, JPN_LL2_NEA 2010-2015, MOR_SP_TP 1981-2011, MOR_POR_TP 2012-2015, WMED_LARV 2001-2015 avec une lacune pour 2006-2011, FR_AER1 2001-2003, et FR_AER2 2009-2015) en postulant une erreur lognormale avec un CV=0,4 pour les prospections aériennes et larvaires et un CV=0,2 pour tous les autres indices. Le modèle SS3 a été ajusté aux données de fréquence de taille de 1951-2015 en postulant des distributions multinomiales avec une gamme de tailles d'échantillons effectifs et des observations âge-taille pour 1984-2015, ajustées à la taille par âge sur la base des paramètres de croissance de Cort (1991) et en postulant un CV de 0,1 pour l'âge-0, diminuant à un CV = 0,06 à l'âge de 25 +.

La sélectivité basée sur la taille a été estimée comme une fonction spline pour PS et BB, une fonction double-normale pour LL et une fonction logistique pour Trap Other. Une fonction de stock-recrutement de Beverton-Holt a été postulée, avec une steepness fixe ($h = 0,9$), et les écarts de recrutement annuels ont été estimés de 1951 à 2014. On a postulé que M s'élevait à 0,1 pour l'âge 20, échelonné avec la fonction de croissance de Lorenzen. On a postulé un scénario de reproduction par âge pour le stock de l'Est (25% frayant à l'âge 3, 50% à l'âge 4, 100% à l'âge 5 +). Le cas de base (scénario 60) comprenait des données conditionnelles d'âge par taille. On a testé une autre configuration avec trois périodes de sélectivité pour EU_PS (France et Espagne) (1950-1993, 1994-2006, 2007-2014), mais elle n'a pas convergé sauf lorsque les données conditionnelles d'âge par taille étaient supprimées de la vraisemblance.

Le document SCRS/2017/182 appliquait la méthodologie de la prise par taille statistique (SCAL) de Butterworth et Rademeyer (2017) à la prise, à l'indice d'abondance et aux données de proportions par taille disponibles pour les zones de thon rouge de l'Atlantique Ouest et de l'Atlantique Nord-Est. Les résultats ont été mis à jour au cours de la réunion dans le but d'être aussi comparables que possible aux groupes de pêcheries et aux blocs de sélectivité comme cela a été spécifié (et re-spécifié) à mesure que la réunion progressait aux fins des évaluations SS3 correspondantes. Il s'est avéré difficile de spécifier les fonctions de sélectivité fournissant des résultats satisfaisants qui étaient raisonnablement compatibles avec les données, en particulier pour l'Est en raison, en partie, des incohérences tant à l'intérieur qu'entre les indices d'abondance et les informations de prise par taille. En ce qui concerne l'Ouest, les résultats de SCAL étaient globalement compatibles avec ceux des scénarios de SS similaires, en particulier après 1990 environ, même s'ils ont tendance à présenter moins de variabilité dans le recrutement annuel. Ce dernier résultat n'est pas surprenant, seules des informations sur la taille étant disponibles, les cohortes adjacentes ont tendance à s'adoucir lorsque leurs forces relatives sont estimées. Ces analyses SCAL indiquaient également que les données ne seraient probablement pas en mesure de distinguer des postulats sensiblement différents concernant la relation biomasse du stock reproducteur-recrutement. Pour les évaluations du stock de l'Est, l'accord n'était pas aussi proche (et une convergence adéquate pourrait ne pas avoir été atteinte dans le temps disponible), la biomasse du stock reproducteur ayant tendance à être plus élevée en termes absolus pour SCAL par rapport à SS3, bien que les tendances de recrutement estimées par les deux approches étaient globalement similaires.

Ces analyses de l'Est ont suggéré que les données disponibles peuvent ne pas contenir suffisamment d'information pour estimer la biomasse de manière fiable en termes absolus.

Le document SCRS/2017/153 présentait des résultats de l'ASAP pour l'Atlantique Ouest, qui ont été exécutés dans un premier temps avec les données de l'évaluation des stocks de 2014 pour les âges 1 à 16+ de 1970 à 2013 (scénario 4). Les tendances de la SSB, du recrutement et de la mortalité par pêche étaient similaires à celles estimées par le cas de base de la VPA de 2014. L'incorporation de la nouvelle prise par âge a généré une tendance différente de SSB lorsque les indices de taille de stock de 2014 (scénario 6) ou mis à jour (scénario 7) ont été utilisés (**figure 13**). La nouvelle prise par âge, les poids par âge et les indices de taille du stock ont ensuite été utilisés pour étendre les analyses à 1960 et 1950 (**figure 14**, scénarios 8 et 9). L'extension à 1960 a produit une SSB initiale très élevée avec une tendance à la baisse chevauchant les estimations de la SSB de l'analyse commençant en 1970. Cependant, l'extension de l'analyse à 1950 (scénario 9) a produit une biomasse initiale nettement inférieure qui est restée inférieure à celle des deux autres analyses (scénarios 7 et 8) jusqu'à la fin des années 80, lorsque les estimations de la SSB étaient similaires pour ces trois analyses. Même si les scénarios commençant en 1960 et en 1970 produisaient des SSB relativement élevées, les biomasses exploitables (c'est-à-dire la biomasse totale multipliée par la sélectivité) étaient très similaires, quelle que soit l'année de départ. Le problème des SSB élevées commençant en 1960 ou 1970 a été résolu en définissant $\lambda = 1$ sur les nombres initiaux et en utilisant un CV faible = 0,1. Cette solution a d'abord été appliquée au thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée et présentée au groupe à des fins de comparaison avec les résultats de la VPA. La solution a ensuite été appliquée au thon rouge de l'Atlantique Ouest, mais le groupe ne disposait pas de suffisamment de temps pour examiner les résultats.

La configuration pour l'Atlantique Est et la Méditerranée était semblable à celle de l'Atlantique Ouest : âges 1 à 16+, prise par âge pour une seule flottille de 1950 à 2015, mêmes paramètres biologiques que ceux convenus lors de la réunion de préparation des données de 2017 pour M et fraction de reproducteurs. Les poids par âge étaient fondés sur le ratio entre la production totale en masse et le nombre total de spécimens capturés. Les indices de taille du stock de la VPA ont été utilisés. Les ajustements aux indices du stock étaient semblables à ceux de la VPA, mais ceux réalisés aux proportions par âge pourraient être améliorés avec un ajustement des blocs de sélectivité. Les tendances de la SSB incluant tous les indices étaient similaires à celles de la VPA depuis le début des années 80 et presque identiques pour 2007-2015. Suite aux discussions sur l'influence de l'indice larvaire et de la prospection aérienne réalisée par l'UE-France sur les résultats globaux, un scénario a été exécuté sans l'indice larvaire et un autre avec les deux indices divisés en deux périodes. Les deux scénarios ont abouti à des SSB beaucoup plus faibles avec les estimations de la SSB les plus faibles dans le cadre du scénario où les deux indices sont divisés (**figure 15**). Fait intéressant, alors que l'indice larvaire est un indice de SSB, son utilisation dans la calibration produit, comme dans la VPA, des classes d'année d'âge relativement fortes après 2003. La suppression de l'indice larvaire du calibrage réduit considérablement la taille des classes d'âges à partir de 2003 (**figure 16**).

Un modèle d'évaluation état-espace (SAM) a été utilisé pour mieux évaluer l'impact de l'incertitude sur l'avis d'évaluation des stocks pour la population de l'Atlantique Est et de la Méditerranée (SCRS/2017/146). Le SAM utilise les mêmes jeux de données que la VPA, permet des processus tels que l'évolution graduelle de la sélectivité au fil du temps et a moins de paramètres que les modèles d'évaluation statistiques pleinement paramétrisés (tels que SS, SCAL et ASAP). Il sépare l'erreur de processus et de mesure, et les quantités telles que le recrutement et la mortalité par pêche sont modélisées comme des effets aléatoires, et la procédure de projection fait partie intégrante de l'évaluation plutôt qu'une procédure séparée. Le SAM permet également d'appliquer diverses procédures de validation. En utilisant le SAM, on ne visait pas à fournir une évaluation alternative à celle de la VPA, mais plutôt à identifier l'impact de l'incertitude sur l'avis et à proposer des solutions potentielles qui pourraient être testées par simulation avec la MSE.

4.3.2 Modèles de mélange : VPA-2Box de chevauchement, VPA de population d'origine

Les données d'entrée des plus récentes évaluations des stocks des pêcheries de thon rouge de l'Atlantique ont été révisées pour tenir compte des estimations de la composition des stocks (SCRS 2017/174). Les évaluations des pêcheries de l'Est et de l'Ouest ont été comparées aux évaluations des poissons d'origine orientale et d'origine occidentale pour évaluer la sensibilité des résultats au mélange des stocks, et pour démontrer une méthode pratique d'évaluation opérationnelle qui tienne compte du mélange des stocks. Les estimations de la taille du stock et de la mortalité par pêche à partir des VPA des thons rouges originaires de l'Atlantique Est et de l'Atlantique Ouest étaient généralement similaires aux estimations de l'ICCAT de 2014 basées sur les pêcheries de stocks mixtes de l'Atlantique Ouest et Est, mais les estimations de la VPA de l'Ouest étaient plus sensibles au postulat d'absence de mélange des stocks que la VPA de l'Est. L'analyse a été révisée pour appliquer toutes les données disponibles sur la composition des stocks.

Le document SCRS/2017/177 a mis au point un modèle de simulation pour représenter la dynamique spatiale du thon rouge de l'Atlantique et tester les performances de modèles d'évaluation des stocks alternatifs. Un cadre de simulation précédemment élaboré afin d'explorer comment le mélange des stocks affecte la ressource et les pêcheries a été conditionné à l'information disponible pour le thon rouge de l'Atlantique et utilisé pour générer des pseudo-données dotées des mêmes propriétés que les informations disponibles pour l'évaluation des stocks. Le cadre analytique a été un modèle stochastique, structuré par âge, de chevauchement de stocks qui était saisonnièrement et spatialement explicite, le mouvement des thons d'origine orientale et occidentale provenant des informations télémétriques indépendantes des pêcheries. Le modèle opérationnel a été conditionné avec l'abondance à l'âge de 1970, l'abondance à l'âge-1 de 1970-2013 et la mortalité par pêche à l'âge de l'évaluation des stocks de 2014 de l'ICCAT, qui a été modifié pour tenir compte des décisions de la réunion de préparation des données de 2017.

Le document SCRS/2017/178 a testé par simulation les performances des VPA pour évaluer les stocks mixtes de thon rouge de l'Atlantique. Des pseudo-données avec les caractéristiques typiques, quantité et qualité des données disponibles pour la plus récente évaluation du stock de thon rouge de l'Atlantique ont été générées à l'aide du cadre du modèle opérationnel décrit dans le document SCRS/2017/177. Des stocks distincts Est et Ouest ont été évalués à l'aide de VPA-2BOX comme le modèle d'estimation, et les performances des modèles ont été évaluées en comparant les résultats de différentes simulations avec la perspective du stock et de la population du modèle opérationnel. Le modèle d'estimation a été sensible à l'erreur de processus (c.-à-d. mélange des stocks) et à l'erreur de mesure, faussant les estimations de la biomasse du stock reproducteur, du recrutement et de la mortalité par pêche apicale. Les résultats suggèrent que des analyses virtuelles distinctes de la population des stocks Est et Ouest

reflètent fidèlement les tendances générales des populations et des stocks, mais les estimations absolues sont considérablement biaisées et peuvent formuler un avis de gestion trompeur si les simulations sont réalistes. Le modèle opérationnel et les modèles d'estimation seront révisés afin de tenir compte des décisions prises lors de la session d'évaluation de l'ICCAT des stocks de thon rouge de l'Atlantique de 2017.

Des analyses ont également été menées au cours de la réunion qui ont examiné les populations orientales et occidentales utilisant simultanément le modèle de chevauchement de deux stocks dans VPA-2BOX en suivant les méthodes décrites dans Porch et al. 2001 et dans le rapport de l'évaluation des stocks de thon rouge de 2008 (Anon. 2009). L'approche postule que les deux stocks se chevauchent dans le temps et l'espace, mais que le degré de chevauchement (proportion du stock qui se déplace d'une zone à l'autre) est constant dans le temps et dans l'espace. La frontière entre les deux zones a été estimée à 45°W. La VPA de chevauchement a été exécutée à l'aide du cas de base de la VPA de l'Est (mais en supprimant les années 1968-1973) et une version du cas de base de l'Ouest a été adaptée à l'âge 10 + (le modèle de chevauchement exige les mêmes années et la même tranche d'âge). Des essais préliminaires ont utilisé des données de composition des stocks (discutés ci-dessus) ou des données de marquage conventionnel pour estimer les taux de mélange. De futurs scénarios utiliseront également les données de marquage électronique, mais cela n'a pas pu se faire au cours de l'atelier, car l'information indiquant si oui ou non les poissons marqués avaient été capturés par la pêcherie n'avait pas encore été incluse dans la base de données disponible à l'atelier.

5. Résultats de l'état des stocks

Tel qu'indiqué au point 4 (« méthodes »), des évaluations des stocks ont été réalisées pour les stocks orientaux et occidentaux séparément (sans mélange) à l'aide de 5 cadres différents : VPA-2BOX, Stock Synthèse 3, ASAP 3, SAM et SCAL. En outre, deux méthodes ont été utilisées pour étudier les effets possibles du mélange des stocks (sur la base des applications de VPA-2BOX). Seuls les modèles VPA à stock unique et, dans le cas du stock occidental, Stock Synthèse, ont été jugés suffisamment avancés à l'issue de la réunion pour être considérés comme la base de l'avis de gestion. En outre, le groupe a demandé plusieurs analyses supplémentaires qui seront présentées au cours de la prochaine réunion du groupe d'espèces (27-29 septembre 2017), dont une analyse expliquant les raisons des différences entre les résultats de la VPA et de SS3 pour le stock occidental (SCRS/2017/186), une analyse détaillée des données de prise par taille et de composition à partir des différents modèles pour vérifier les preuves des récents recrutements élevés estimés pour le stock oriental (SCRS/2017/187), des mises à jour sur l'analyse du mélange des stocks de thon rouge (SCRS/2017/188, SCRS/2017/190) et un résumé non technique des changements importants existant entre la « synthèse » de l'avis émanant de l'évaluation des stocks de 2014 et de 2017. En conséquence, le groupe a décidé de reporter l'élaboration de recommandations de gestion à la réunion du groupe d'espèces.

5.1 État du stock – Est

Les résultats de cinq plateformes d'évaluation des stocks ont été présentés au cours de la réunion (VPA, Stock Synthèse, ASAP, SCAL et SAM). Parmi ceux-ci, seule la VPA a été jugée suffisamment avancée à l'issue de la réunion pour être considérée comme la base principale pour formuler un avis de gestion pour le stock oriental. Néanmoins, le groupe a exprimé une grande préoccupation quant à la fiabilité de la VPA compte tenu de son postulat selon lequel la prise par âge est exactement connue alors qu'en fait, la composition par taille de nombreuses flottilles de l'Atlantique Est et de la Méditerranée est mal caractérisée pour un certain nombre d'années avant la mise en œuvre de caméra vidéo stéréoscopique en 2014. En conséquence, le groupe a recommandé de considérer les quatre autres modèles (SS, ASAP, SCAL et SAM) lors de la formulation de l'avis scientifique à la réunion du groupe d'espèces de septembre.

5.1.1 VPA

Diagnostics de la VPA

Les diagnostics du modèle ont été examinés. Les ajustements aux indices de CPUE disponibles montrent une variance autour des valeurs prédites par le modèle ; toutefois de fortes tendances temporelles dans les valeurs résiduelles n'ont pas été observées (**figure 17**). L'analyse rétrospective de la VPA a été réalisée en 2010 (**figure 18**). Il y a un haut degré d'incohérence rétrospective dans les estimations du recrutement selon lequel les niveaux absolus du recrutement changent considérablement avec l'ajout ou la suppression d'une seule année de données. Cette incohérence est plus prononcée avec l'ajout des données de 2015 où les cohortes de 2004-2007 sont maintenant estimées comme étant égales à la cohorte de 2003 et souvent plus élevées que celle-ci.

Les analyses de sensibilité par eustachage « jackknife » (en supprimant un indice d'abondance à la fois) ont montré des tendances généralement similaires, avec quelques variations dans le recrutement, la SSB et F des poissons plus âgés (**figure 19**). Les estimations de SSB et F10+ pour les années 1990-2009 ont été plus sensibles à la suppression de la CPUE palangrière japonaise dans l'Atlantique est et la Méditerranée, la CPUE palangrière japonaise dans l'Atlantique du nord-est, et la CPUE combinée des madragues de UE-Espagne/Maroc, parce qu'il s'agit de pêcheries avec des séries temporelles plus longues et ciblant les poissons de plus grande taille. La récente tendance de la SSB est devenue moins optimiste sans l'indice de la prospection larvaire et plus optimiste sans la CPUE palangrière japonaise dans l'Atlantique est et la Méditerranée ou la CPUE historique des canneurs espagnols.

Résultats de la VPA

Les résultats du cas de base de la VPA, qui commencent en 1968, estiment que la SSB a culminé à environ 350.000 t dans les années 1970 après avoir augmenté au départ, puis a été ramenée à 170.000 t en 1991 et est restée à environ cette valeur jusqu'au milieu des années 2000. À partir de la fin de la première décennie 2000, la SSB a dégagé une hausse considérable, atteignant jusqu'à 610.000 t en 2015 (**figure 20**). Une forte hausse similaire a aussi été estimée dans l'évaluation de 2014 ; les SSB en 2013 étaient de 650.000 t et 510.000 t dans les évaluations de 2014 et 2017, respectivement. Cependant, comme dans l'évaluation de 2014, il y a une incertitude quant à l'ampleur de l'augmentation récente de la SSB estimée par la VPA, comme l'indiquent les résultats présentés dans la **figure 19**.

Le recrutement (âge 1) a varié entre 0,8 et 1,8 million de poissons jusqu'aux années 80, suivi d'une augmentation constante vers la « période de recrutement élevée » au milieu des années 90 et le milieu des années 2000 quand le recrutement fluctue aux alentours de 3 à 4,5 millions. Il a fortement diminué peu de temps après de 2008 à 2010, mais a encore une fois augmenté brusquement à plus de 4 millions en 2012. Il est à noter que les trois dernières classes d'âge (2013-2015) n'apparaissent pas parce que la VPA ne fournit pas généralement des estimations fiables du récent recrutement en raison des informations limitées sur la force de la nouvelle classe d'âge et des incertitudes dans les indicateurs utilisés pour suivre le recrutement. L'évaluation de 2014 a estimé des classes d'âge extraordinairement grandes en 2004-2007, dont on a mis en doute la plausibilité parce qu'elles étaient beaucoup plus grandes que l'estimation pour la classe d'âge de 2003. Dans la présente évaluation, les estimations pour les classes d'âge 2004-2007 sont toujours très grandes, mais plus comparables à l'estimation de 2003. Des préoccupations demeurent néanmoins en raison du degré élevé d'incohérence observé dans les estimations rétrospectives du recrutement, ce qui suggère qu'il y a des signaux contradictoires dans les données quant à l'ampleur absolue du recrutement récent. En particulier, le modèle estime les classes d'âge 2004-2007 très fortes lorsque les données de 2015 sont incluses, qui ne sont pas évidentes dans les rétrospectives antérieures. Comme ces recrutements forment en grande partie la base des estimations très élevées de la SSB actuelle, les résultats de la VPA devraient continuer d'être interprétés avec prudence.

Les taux de mortalité par pêche estimés des plus jeunes âges (à savoir F moyen pour les âges 2 à 5 ans) affichaient une croissance continue jusqu'à la fin des années 90, avant de présenter une brusque chute et d'atteindre des niveaux très faibles après la fin de la première décennie 2000 (**figure 20**). Ce résultat n'était pas surprenant étant donné que les prises déclarées aux âges 2 à 3 ont connu un brusque recul (se trouvant à 10% ou moins de leur 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. La tendance de F dans les jeunes âges était similaire à celle de l'évaluation de 2014. La mortalité par pêche des poissons plus âgés (c'est-à-dire F au groupe plus pour les âges 10 et plus) dans le scénario du cas de base a montré une diminution initiale de 1968 à 1973 et a légèrement fluctué autour de 0,06 par la suite. Elle a fortement augmenté en 1994 et continué d'augmenter jusqu'en 2007 (F10+=0,55). Cette période (à partir de la mi-1990 jusqu'à la mi-2000) a connu le plus haut niveau de mortalité par pêche des gros poissons. Depuis 2008, il y a une diminution rapide de F10+, tel que déjà constaté dans les évaluations antérieures, qui est liée à la réglementation, c'est-à-dire la réduction drastique du TAC. La tendance de F pour les gros poissons était similaire à celle de l'évaluation de 2014, même si la valeur était généralement plus élevée dans l'évaluation de 2017.

Le groupe a également évalué les résultats d'une analyse de sensibilité pour les données et les paramètres utilisés pour examiner quelques effets potentiels des incertitudes structurelles qui n'avaient pas été prises en compte dans le cas de base (**figure 21**). La modification des ratios de F donnait lieu à une perception différente de l'état du stock, résultat qui a également été observé lors des évaluations antérieures. En général, tous les scénarios de sensibilité ont donné lieu à une tendance semblable au cas de base avec une augmentation de la SSB au cours de ces dernières années, mais le rythme et l'ampleur de l'augmentation de la SSB restent sensibles aux postulats techniques, tels que les F-ratios et la mortalité naturelle pour les âges plus avancés. La SSB estimée pour la dernière année se situait entre 500 000 et 900 000 t. Le cas de M égal à 0,07 pour le groupe plus a montré des résultats plus pessimistes avec des F élevés, un faible recrutement et une faible SSB. Le scénario qui estime F-ratio à l'aide d'une marche aléatoire sans diviser les séries de prospections aériennes de UE-France était plus optimiste, conduisant à la plus forte SSB de l'année finale.

5.1.2 Autres modèles

Les résultats de la VPA ont été comparés à ceux d'autres modèles d'évaluation, y compris Stock synthèse 3 (SS3), ASAP et SCAL (**figure 22**). La tendance de la SSB et ses valeurs depuis le milieu des années 1980 étaient généralement similaires entre ASAP et VPA, même si ASAP n'a pas montré de point culminant au milieu des années 1970 estimé par la VPA. La SSB estimée par ASAP a été ramenée de 450.000 tonnes en 1950 à 210.000 tonnes en 1970, puis a légèrement augmenté à 250.000 t au début des années 1980, suivie d'une diminution lente à 160.000 t en 2004. La SSB a montré une forte augmentation depuis 2007 à 660.000 t en 2015. Les valeurs de la SSB estimées par SS3 étaient plus faibles que pour les autres et les tendances n'étaient pas similaires sauf la récente augmentation depuis 2007. Les estimations de la SSB de SS3 ont commencé à 470.000 t en 1950, ont été ramenées à 65.000 t en 1968 et sont restées à environ 100 000 t jusqu'à la mi-2000 avec une légère augmentation de 150.000 t à la fin des années 1990. Comme pour les autres modèles, SS3 a estimé que la SSB avait augmenté, passant de 110.000 tonnes en 2005 à 240.000 tonnes en 2015.

La SSB estimée par une application initiale de SCAL a été la plus importante parmi les résultats du modèle ; la SSB a commencé à 170 000 t en 1950 et a continué à augmenter pour se situer à 910 000 t avec une faible fluctuation jusqu'en 2015. A travers tous les modèles, une augmentation de la SSB depuis 2007 a été fréquemment observée, mais le rythme et l'amplitude étaient différents entre les modèles.

Dans la comparaison du recrutement estimé parmi les modèles, il était habituel qu'ils soient généralement plus faibles au milieu des années 1980 et plus forts par la suite (**figure 23**). Les estimations du recrutement de SCAL étaient plus élevées que les autres modèles avant le milieu des années 1980, mais semblables aux autres modèles par la suite. SS3 a montré un pic en 1994 et 2004 pour l'âge 1, tandis que SCAL a montré un pic en 2003 et 2004. Du fait que la classe d'âge de 2003 a été considérée comme une forte classe d'âge, SS3 et SCAL capturent bien cette caractéristique, alors que la VPA et ASAP capturent également cette caractéristique mais montrent de nombreux pics modérés. Ces différences sont considérées principalement en raison des divergences sur la façon de convertir la prise par taille en prise par âge. La VPA et ASAP utilisent les mêmes données de prise par âge qui s'appuyaient sur le découpage des cohortes avec les règles de substitution pour les données manquantes. SS3 et SCAL sont plus souples que la VPA pour s'ajuster aux données de taille réelle et définir des groupes de flottilles qui ne nécessitent pas les règles de substitution complexes utilisées pour la VPA. Les recrutements après 2010 étaient variables, probablement en raison de la faible fiabilité des estimations du recrutement au cours de ces dernières années mentionnées ci-dessus, en particulier parce qu'il n'y n'avait pas suffisamment d'informations pour les poissons plus jeunes du fait que les captures se sont progressivement déplacées vers de plus gros poissons en raison des réglementations et de la nature de la pêche.

Le groupe a examiné la pertinence d'utiliser les résultats du cas de base de la VPA pour établir l'état des stocks de thon rouge de l'Est. Même avec l'incorporation de révisions substantielles aux données historiques des pêcheries, de nouvelles séries de l'abondance relative indépendantes des pêcheries et de nouvelles informations sur le cycle vital, les résultats de la VPA ont tout de même fait apparaître une instabilité considérable, comme indiqué par les analyses rétrospectives et par eustachage. On a jugé que cela était principalement dû à la mauvaise qualité des données de capture et de taille, notamment dans le passé et au problème général que la détermination de l'âge utilise la méthode du découpage des cohortes. Plusieurs cohortes peuvent figurer dans une « tranche » de cohortes dans des âges plus avancés. Au lieu de cela, le groupe a cherché à utiliser une méthode clef âge-taille, mais les approches proposées ont rencontré des difficultés en raison de la rareté des données. Les modèles statistiques de prise par taille, tels que SS3 et SCAL, ont montré des résultats très différents, en particulier pour la valeur absolue de la biomasse. Toutefois, le groupe a estimé que les paramètres de ces modèles devaient être peaufinés et que les résultats qui en découlaient n'étaient donc pas plus fiables que ceux de la VPA. Compte tenu de l'incertitude dans la biomasse estimée, le groupe a estimé qu'il n'était pas conseillé d'utiliser les résultats relatifs à la biomasse pour évaluer l'état actuel du stock et il a recommandé de ne pas inclure un diagramme de Kobe dans le résumé exécutif. En outre, le groupe a estimé que l'avis sur la capture basé sur $F_{0,1}$ serait plus robuste que s'il se basait sur F_{PME} , qui est plus dépendant des postulats concernant le recrutement. Il a été noté que le TAC actuel correspond à la production à long terme sous $F_{0,1}$ sur la base du scénario de faible recrutement (19.410 t).

5.1.3 Résumé

Cette section résume les résultats des analyses décrites aux sections 5.1.1 et 5.1.2. Les fichiers des valeurs d'entrée et de sortie pour le cas de base de la VPA (scénario 24) sont inclus comme **appendice 6b** (non inclus dans le présent rapport). Les fichiers des valeurs d'entrée et de sortie pour le modèle SS3 étaient trop volumineux pour inclure dans un appendice et peuvent être obtenus sur demande auprès du Secrétariat de l'ICCAT. Les fichiers des valeurs de sortie comprennent une description complète des résultats, dont les matrices des taux de mortalité par pêche estimés, l'abondance par âge, la biomasse du stock, le recrutement, les ajustements aux indices et les sélectivités estimées.

5.2 État du stock – Ouest

Deux plateformes d'évaluation des stocks (VPA et Stock synthèse, décrites dans la section 4.2) ont été jugées suffisamment avancées à l'issue de la réunion pour être considérées comme la base de l'avis de gestion pour le stock occidental. En outre, deux autres modèles ont été présentés (ASAP et SCAL, décrits dans la section 4.3), lesquels ont fourni des indications utiles.

5.2.1 VPA

Diagnostics de la VPA

Les ajustements aux indices d'abondance pour le cas de base de la VPA ont été généralement améliorés par rapport aux évaluations précédentes (**figure 24**). L'amélioration était surtout due à l'exclusion des indices de CPUE de CAN_Combined_RR et US_RR > 177, qui ont montré des tendances contradictoires pour à peu près la même gamme d'âges qui n'ont pas pu être réconciliées par le modèle de VPA. Comme il a été évoqué à la section 4.2, les deux indices ont été supprimés du cas de base du modèle parce que les signaux contradictoires ont été jugés être en grande partie le reflet d'un déplacement perçu vers le Nord de l'abondance des gros thons rouges (ce qui les rend moins disponibles pour la pêcherie de canne et moulinet des États-Unis et plus disponibles pour les pêcheries canadiennes). Les deux indices ont aussi entraîné des tendances temporelles significatives dans les schémas des valeurs résiduelles pour ceux-ci et d'autres indices, ce qui a dégradé les performances du modèle.

Les estimations par bootstrap de la biomasse reproductrice 2015 et la pêche apicale actuelle par rapport à $F_{0,1}$ ont suggéré relativement peu de biais dans le nouveau cas de base de la VPA (la médiane des bootstraps était proche des estimations ponctuelles, **figure 25**). Une analyse rétrospective a également 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 2010 (**figure 26**). La tendance à long terme de la SSB estimée n'était pas très sensible à la suppression rétrospective des données en raison des F-ratios fixes. Or, la SSB au cours des toutes dernières années a systématiquement augmenté au fur et à mesure que les données étaient séquentiellement supprimées, ce qui suggère que le modèle pourrait avoir tendance à surestimer la récente SSB. Le recrutement estimé était moins sensible à la suppression rétrospective des données et a montré peu de signes manifestes d'un biais constant, à l'exception du fait que l'ajout de davantage d'années tendait à atténuer le signal du recrutement de 2003, probablement en raison du lissage des cohortes qui a tendance à se produire comme conséquence de la méthode de découpage destinée à convertir la taille en âge. Les estimations du taux de mortalité par pêche montrent pareillement un faible schéma rétrospectif, exception faite des deux âges les plus avancés (**figure 27**) qui, dans le cadre du scénario de la fraction reproductrice élevée, contribuent le plus à la SSB.

Les résultats de l'analyse de sensibilité par eustachage (jack-knife) dans laquelle des indices ont été retirés, l'un après l'autre, du cas de base du modèle, sont résumés dans la **figure 28**. Dans la plupart des cas, les résultats ont été relativement insensibles à la suppression d'un seul indice. Les exceptions ont été la suppression de la prospection larvaire, qui a fait que le modèle a estimé une SSB sensiblement plus élevée ces dernières années par rapport au cas de base, et la suppression de la CPUE de US_RR > 145, qui a fait que le modèle a estimé une SSB substantiellement plus faible ces dernières années avec peu de changements depuis 1980. Les estimations pour les premières années jusqu'en 1980 étaient presque identiques parmi tous les scénarios parce que le F-ratio était fixe et la seule flexibilité dont jouit la VPA pour répondre à l'information changeante réside dans les taux de mortalité par pêche de l'année terminale pour les âges de 1 à 15. Ainsi, seules les 15 cohortes les plus récentes sont directement touchées et les premières cohortes sont indirectement touchées à un degré décroissant avec le temps.

Résultats de la VPA

Les résultats du cas de base du modèle de 2017 concordent avec les analyses précédentes en ce que l'on a estimé que la SSB a fortement diminué entre 1974 et 1985, s'est stabilisée dans les années 1990, puis a commencé à augmenter ces dix dernières années (**figure 29**). Les estimations du recrutement (âge 1) chutent brusquement après 1975 et fluctuent ensuite autour d'un niveau inférieur avec peu de tendance à l'exception d'une classe d'âge relativement forte en 2003 et des classes d'âge exceptionnellement faibles en 2010 et 2011. Le taux de mortalité par pêche apicale estimé a été très élevé dans les années 1970, mais il a considérablement diminué au cours de la décennie suivante, lorsque des limites de capture ont été imposées (**figure 30**). Les taux de mortalité par pêche estimés ont fluctué autour de 0,2 pendant la période 1984-2005, une chute étant observée depuis 2006. Jusqu'à très récemment (2012-2015), les taux de mortalité par pêche ont considérablement dépassé $F_{0,1}$.

Les estimations du recrutement du cas de base de la VPA de 2017 étaient généralement plus élevées que pour le cas de base de 2014 et le scénario de continuité de 2017 (établi le plus près possible du cas de base de la VPA de 2014). Les tendances de la biomasse estimée d'âge 9 + (l'indice approchant pour la biomasse reproductrice dans les évaluations précédentes) étaient similaires de 1974 à la mi-1990, mais elles ont divergé pour les années plus récentes (**figure 31**). En général, le cas de base du modèle de 2017 a estimé une augmentation plus rapide de la SSB durant la dernière décennie, par rapport à la précédente évaluation.

Des analyses de sensibilité ont été effectuées pour évaluer la robustesse du cas de base du modèle face à plusieurs incertitudes clés : l'utilisation des deux indices de CPUE des grands poissons (CAN_Combined_RR et US_RR > 177), un taux de mortalité naturelle plus faible (0,07 sur l'âge le plus avancé plutôt que 0,1) et pondération de façon égale des indices (plutôt que l'approche de variance additionnelle). Le fait de réduire le taux de mortalité naturelle a donné lieu à des estimations plus faibles du recrutement et de la biomasse reproductrice mais cela n'a pas changé les tendances relatives (**figure 32**). Le fait d'inclure les deux indices des gros poissons a abouti à des estimations du recrutement légèrement plus fortes et à une augmentation plus rapide de la SSB estimée depuis 1985 environ. Le fait de pondérer de façon égale tous les indices a eu relativement peu d'effet, en grande partie parce que les deux indices contradictoires (CAN_Combined_RR et US_RR > 177) avaient été supprimés. Les estimations de la force de la cohorte et de la classe annuelle ont quelque peu varié lorsqu'une clé âge-longueur a été appliquée aux récentes années, mais elles n'ont pas sensiblement modifié la tendance globale des estimations de la SSB. Le groupe a été informé d'une erreur systématique non quantifiée dans la détermination de l'âge des poissons plus jeunes et par conséquent il n'a pas recommandé d'utiliser les clefs âge-longueur tant que les biais ne pourraient pas être corrigés. L'utilisation de l'ogive de la fraction des reproducteurs « plus jeunes » (c.-à-d., en supposant que les poissons âgés de 3 ans minimum contribuent à la SSB) a augmenté l'ampleur de la SSB par rapport à l'ogive de la fraction des reproducteurs plus âgés, mais cela ne change pas considérablement le taux d'accroissement de la SSB ces dernières années (**figure 33**). La sensibilité de l'évaluation de l'Ouest au mélange des stocks a également été examinée et les discussions figurent à la section 5.3.

Le groupe a noté que les précédentes évaluations de stocks ont déterminé l'état des stocks sur la base des points de référence liés à la PME qui reposaient sur deux mesures alternatives de recrutement à long terme potentiel : un scénario de « faible recrutement » selon les niveaux de recrutement estimés depuis 1975 et un scénario de « fort recrutement » basé sur une fonction de reproducteurs-recrues de Beverton et Holt ajustée aux estimations de la SSB et du recrutement pour toutes les années (c'est-à-dire depuis 1970). Dans la mesure où les données de taille avant 1974 ont été jugées trop peu fiables pour être utilisées dans l'évaluation de la VPA de 2017, il n'y a pas assez de données depuis le début de la période de la pêcherie pour fournir un contraste suffisant pour estimer la steepness de la courbe de Beverton-Holt. En conséquence, le groupe ne pouvait plus mettre entre crochets la gamme de possibles points de référence fondés sur la PME à partir des résultats de la VPA et il a choisi de se concentrer sur la formulation d'avis à court terme basés sur $F_{0,1}$ (le taux de mortalité par pêche correspondant à 10 % de la pente de la courbe de la production par recrue à l'origine) et un éventail de postulats à court terme sur le recrutement (voir la section 6.2 sur les projections).

5.2.2 Stock synthèse

Diagnostics de Stock synthèse

Les ajustements aux indices d'abondance pour le cas de base du modèle SS3 étaient comparables à ceux de la VPA (**figure 34**). Contrairement à la VPA, les indices de CPUE de CAN_Combined_RR et US_RR > 177 n'ont pas été exclus. Au lieu de cela, les coefficients respectifs de mise à l'échelle pour les deux indices de CPUE et la prospection acoustique CAN_GSL étaient liés à un indice de l'AMO (tel que discuté dans la section 4.2). Cette approche a efficacement réconcilié les signaux contradictoires des trois indices conformes à la perception d'un déplacement général vers le Nord de l'abondance des gros thons rouges (ce qui les rend moins disponibles pour la pêcherie de canne et moulinet des Etats-Unis et plus disponibles pour les pêcheries canadiennes). Les estimations des coefficients pour l'effet de l'AMO sur les indices de CAN_Combined_RR, CAN_GSL_Acoustic et US_RR > 177 étaient, respectivement, 2,0, 0,88 et -0,83, ce qui indique de fortes relations positives pour les indices canadiens et des relations négatives pour l'indice des Etats-Unis. On a postulé que les sélectivités estimées (**figure 35**) étaient asymptotiques pour plusieurs grandes flottilles et en forme de dôme pour la palangre japonaise. Les ajustements à la composition des tailles tout au long des années (**figure 36**) indiquent un ajustement relativement bon aux données de composition.

Une analyse rétrospective a été réalisée pour le scénario du cas de base en supprimant séquentiellement les valeurs d'entrée de la capture, la composition taille/âge et les indices d'abondance dans des incréments annuels, en remontant jusqu'en 2010 (**figure 37**). La tendance à long terme de la SSB estimée n'était pas très sensible à la

suppression rétrospective des données. Le recrutement estimé n'était pas non plus sensible à la suppression rétrospective des données et a montré peu de signes ni d'éléments de preuve d'un biais constant. Toutefois, l'inclusion des données les plus récentes de détermination de l'âge a augmenté le signal du recrutement de 2003 et diminué le signal de recrutement de 2002 par rapport aux scénarios rétrospectifs du modèle. Cela résultait probablement des années supplémentaires de données âge-longueur qui renseignaient sur l'ampleur de la cohorte de 2003.

Les résultats de l'analyse de sensibilité par eustachage (jack-knife) dans laquelle des indices ont été supprimés, l'un après l'autre, du cas de base du modèle, sont résumés dans la **figure 38**. Les estimations pour les premières années avant 1980 étaient presque identiques parmi tous les scénarios, ce qui indique une faible sensibilité des paramètres de mise à l'échelle du modèle clef à l'inclusion de l'indice. Les résultats pour les années plus récentes étaient également relativement insensibles à la suppression d'un seul indice, à quelques exceptions près. A cause de la suppression de la prospection larvaire, le modèle a dû estimer une SSB considérablement plus élevée au cours de ces dernières années par rapport au cas de base. Le modèle a aussi été sensible à la suppression de l'indice de CAN_Combined_RR (biomasse plus faible) ou de l'indice de US_RR > 177 (plus grande biomasse) même avec le modulateur environnemental (indice de l'AMO) sur la capturabilité (même s'il n'est pas aussi sensible que la VPA, qui n'a pas utilisé l'indice de l'AMO).

Résultats de Stock synthèse

Les cas de base du modèle SS3 avec les âges de reproduction plus jeunes et plus âgés sont comparés dans la **figure 39**. La biomasse totale estimée et la SSB ont montré un déclin à partir de 1965 qui se prolonge dans les années 1980. La mortalité par pêche des âges plus avancés (10-20) a été inférieure à $F_{0,1}$ mais au-dessus de F_{PME} au cours de cette période de forte baisse. Cependant, F pour les plus jeunes âges était assez élevé, ce qui entraîne la baisse estimée. En ce qui concerne la VPA, l'âge présumé de reproduction a peu d'impact sur les résultats, sauf pour le calcul de la SSB elle-même, auquel cas, le fait de postuler un âge de reproduction inférieur implique une SSB totale plus élevée (mais avec des tendances similaires au scénario avec un âge de reproduction plus élevé).

Contrairement à la VPA, le modèle SS3 apporte une perspective historique à plus long terme de l'évaluation (remontant à 1950) et, lorsqu'une relation de reproducteurs-recrues de Beverton-Holt est postulée (**figure 40**), estime la steepness à 0,47 avec le plus jeune âge de frai et 0,55 avec l'âge plus avancé de frai. Ces estimations de steepness sont similaires à celle estimée à partir du cas de base de 2014 de la VPA (0,58, Anon., 2015) et elles sont statistiquement préférées à 1,0 (basé sur AIC). Fait intéressant, l'optique historique à plus long terme des modèles SS3 est plus compatible avec la notion que le recrutement a diminué après les années 1970 en raison d'une baisse de la SSB (**figure 41**) que ne l'est l'optique à plus court terme fournie par la VPA, qui semble suggérer que le recrutement a baissé avant la SSB. Comme dans les évaluations précédentes, l'état perçu du stock diffère considérablement lorsque l'on postule que le recrutement futur demeure aux niveaux récents (faibles) ou bien suit la relation estimée de Beverton-Holt (voir la section 6.2).

Une comparaison entre les différents scénarios de sensibilité pour le cas de base des modèles SS3 est présentée dans les **figures 42 et 43**. Un total de 11 scénarios de sensibilité ont été effectués, dont beaucoup étaient de simples ajouts aux modèles pour améliorer l'ajustement ou pour tenir compte des nécessaires changements structurels des flottilles ou entrées de données. Les tendances globales étaient semblables pour tous les scénarios, mais certains d'entre eux diffèrent en termes d'échelle. L'utilisation du vecteur du biais de détermination de l'âge (scénario 7) renforce l'estimation de la cohorte de 2003 bien plus qu'il ne la brouille entre 2002 et 2003. L'utilisation de l'indice environnemental AMO pour échelonner des changements potentiels dans la disponibilité du thon rouge aux indices des pêcheries CAN_Combined_RR, CAN_GSL_prospection acoustique et US_RR > 177 (scénario 8) a pour effet de réduire le conflit dans les trois indices et réduit légèrement la récente SSB (**figure 43**). Les modèles présentant la plus grande divergence étaient le scénario de faible $M = 0,07$ et le modèle sans la relation stock-recrutement imposée (**figure 43**). Le fait de changer la relation poids-longueur d'évaluations antérieures à la nouvelle relation acceptée par le SCRS (Rodriguez-Marin *et al.*, 2016) avait un effet relativement mineur (**figure 43**).

5.2.3 Résumé

Les scénarios de SS3 et VPA montrent des schémas relativement cohérents en ce que l'on a estimé que la SSB a diminué entre 1970 et 1985, s'est stabilisée dans les années 1990, puis a commencé à augmenter ces dix dernières années (**figure 44**). Or, les scénarios de SS3 estiment des niveaux plus élevés de SSB sur pratiquement toute la série temporelle et notamment pour la période antérieure aux années 1980. Les deux modèles suggèrent que le taux de mortalité par pêche a été très élevé dans les années 1970, mais qu'il a considérablement diminué au cours de la décennie suivante, lorsque des limites de capture ont été imposées (**figure 45**). Les deux modèles estiment

que les taux de la mortalité par pêche pour les poissons d'âge 10 et plus ont fluctué autour d'une moyenne de 0,12 à 0,14 yr⁻¹ depuis les années 1980 avec une baisse marquée depuis 2003, même si la VPA estime des taux de mortalité plus élevés durant la fin des années 1970 que ne le fait SS. Les estimations du recrutement (âge 1) chutent brusquement après 1975 et ont montré moins de fluctuation annuelle depuis cette période. Des classes d'âge relativement fortes ont été estimées pour 1988 et 2003, similaires aux résultats obtenus d'évaluations précédentes (p.ex. 2012). SS3 s'écarte de la VPA en ce sens qu'il estime une très forte cohorte de 1994 et une plus grande cohorte de 2003 (**figure 44**). Les évaluations précédentes de VPA ont noté l'apparition de 1994 comme étant une forte cohorte qui diminue par la suite dans des VPA ultérieures. Tandis que SS3 et la VPA avaient des niveaux de recrutement absolu similaires, la VPA a une plus faible variabilité et ensuite des niveaux supérieurs de F qui se traduisent par des niveaux inférieurs de la biomasse reproductrice.

Il a été noté que, techniquement parlant, les estimations de la steepness et la variance dans le recrutement en ce qui concerne la courbe prédite ne sont pas nécessairement comparables dans les cadres de modélisation tels que la VPA et SS3. Toutefois, le niveau de biais n'est pas clair, et le groupe a reporté les discussions sur la façon d'utiliser les résultats pour formuler un avis de gestion jusqu'à la réunion du groupe d'espèces de septembre 2017. Il est aussi devenu manifeste au cours de la réunion que le délai imparti était insuffisant pour examiner les résultats de SS avec le même niveau d'examen approfondi que celui accordé à la VPA, ou pour déterminer les causes des différences entre les deux cadres. Néanmoins, le modèle SS3 a fourni une perspective historique que n'a pas la VPA, et le groupe a jugé qu'il pouvait potentiellement servir à formuler un avis de gestion. Le groupe a recommandé que l'équipe analytique compare les résultats sur le thon rouge de l'Ouest de SS3 et VPA pour déterminer la raison des différences et qu'il les décrive dans un document du SCRS qui sera présenté à la réunion du groupe d'espèces sur le thon rouge en septembre (SCRS/2017/186).

5.2.4 Autres modèles

Les résultats du cas de base des modèles VPA et SS3 sont comparés avec les modèles d'évaluation de stocks alternatifs présentés à l'atelier d'évaluation (ASAP et SCAL) à la **figure 46** (reproducteurs plus âgés) et **figure 47** (reproducteurs plus jeunes). Les estimations du recrutement d'âge 1 étaient semblables à travers les quatre modèles à l'exception des années antérieures à 1960, pour lesquelles les recrutements ne sont pas bien déterminés dans aucun des modèles. Le modèle ASAP a estimé des recrutements un peu plus élevés après 1990 que ceux qui avaient été estimés par d'autres modèles, mais à part ça, les tendances étaient similaires. Tous les modèles ont estimé des niveaux de recrutement généralement plus élevés dans les années 1960 et au début des années 1970 que lors des années suivantes. Ils ont aussi systématiquement estimé des classes annuelles relativement fortes en 1994 et 2003, suivies de classes d'âge plus faibles qui se trouvent parmi les plus faibles des séries temporelles. Les estimations de la SSB étaient semblables en ampleur et tendance pour SCAL et SS3, montrant un déclin marqué à partir des années 1960 qui se nivelle vers 1990 et augmente à nouveau après environ 2003. Les tendances estimées par la VPA suggèrent une baisse moins dramatique de 1974 à 1990 que ce qui est indiqué par SCAL et SS3, mais des tendances similaires après 1990. Le modèle ASAP estime en revanche une baisse beaucoup plus modérée de la SSB durant les années 1960 et 1970 que ne le font les autres modèles et une augmentation plus rapide ces dernières années jusqu'aux niveaux les plus élevés de l'histoire.

5.3 État des stocks – VPA avec mélange entre les stocks est et ouest

Deux types d'analyses de mélange ont été présentés au groupe. La première analyse (Cadrin *et al.*, 2017) assignait de façon déterministe les captures des pêcheries orientales et occidentales à la population d'origine à l'aide d'échantillons de composition des stocks (voir Section 3.6). Les estimations de la taille des stocks et de la mortalité par pêche à partir des VPA de thons rouges originaires de l'Est et de l'Ouest étaient généralement similaires aux estimations de l'ICCAT de 2014 basées sur les pêcheries de stocks mixtes de l'Atlantique Ouest et Est, mais les estimations de la VPA de l'Ouest étaient plus sensibles au postulat d'absence de mélange des stocks que la VPA de l'Est. Essentiellement, cette approche postule que le ratio des poissons de l'est et de l'ouest a été constant pendant une grande partie de la période historique (ce qui implique que le degré de chevauchement et l'abondance relative des deux stocks sont constants, ou bien que le degré de chevauchement change pour équilibrer exactement les changements dans l'abondance relative des stocks). Le groupe a recommandé que la population des VPA d'origine soit mise à jour jusqu'en 2015 compris, révisée pour appliquer les paramètres du cas de base de la VPA de 2017 et pour appliquer des estimations variables dans le temps de la composition des stocks pour les périodes où des échantillons adéquats sont disponibles. Cette analyse sera incluse dans un document SCRS qui sera présenté à la réunion du groupe d'espèces sur le thon rouge en septembre (SCRS/2017/190).

La deuxième analyse menée pendant la réunion postulait que les populations de l'est et de l'ouest se chevauchent dans le temps et dans l'espace, mais que le degré de chevauchement (proportion du stock qui se déplace d'une zone à l'autre) est constant dans le temps et dans l'espace. Alors qu'en fait, le degré de chevauchement pourrait changer au fil du temps, c'est sans doute une hypothèse moins contraignante que l'approche susmentionnée. Des analyses préliminaires ont suggéré que les estimations de la fraction de la population d'origine orientale qui séjourne dans l'Ouest (chevauchement oriental) dépendaient fortement du type de données utilisées (**figure 48**). Les données de marquage ont suggéré que le chevauchement était très faible pour tous les groupes d'âge, alors que l'ajustement aux données de proportion suggérait des taux de chevauchement de 0,5 % pour les âges 1-3, plus de 1,5 % pour les âges 4-9 et 0,01 % pour les âges 10+. Le chevauchement estimé des poissons originaires de l'ouest dans la zone de gestion orientale était encore plus sensible. L'ajustement aux données de marquage a produit des estimations de l'ordre de 15 % pour les âges 1-3, mais elles étaient négligeables pour les âges plus avancés. L'ajustement aux données de proportion en revanche a produit des estimations de chevauchement très élevé pour les âges 1-3 (plus de 50 %) et 30 % pour les âges 10+. Les tendances estimées dans la biomasse reproductrice pour l'Est et l'Ouest étaient relativement insensibles à l'utilisation des données de marquage, sauf le fait que le taux d'accroissement du stock oriental était quelque peu modéré par rapport aux scénarios sans mélange ou sans données de marquage (**figure 49**). En revanche, les estimations de la biomasse reproductrice ont été très différentes lorsque des données de composition de stocks ont été utilisées. Les tendances pour le stock occidental étaient semblables aux scénarios sans mélange, mais l'abondance absolue était plus faible et une légère baisse a été estimée dans les années les plus récentes. Les tendances pour le stock oriental suggèrent que, tandis que la SSB a rapidement augmenté ces dernières années, ce phénomène n'est pas aussi spectaculaire que ce qu'avaient estimé les scénarios sans mélange ou qui utilisaient des données de marquage, et elle est encore en-dessous des niveaux estimés pour les années 1970. Essentiellement, le modèle ne peut pas concilier les niveaux historiques de forte biomasse à l'Est qui sont estimés par les modèles sans mélange/de marquage avec les indices relativement plus plats dans l'Atlantique Ouest et ajuster encore les données de composition des stocks.

En résumé, les données de composition des stocks étaient plus informatives que les données de marquage conventionnel concernant l'état des stocks et les perceptions du degré de chevauchement de chaque population. Toutefois, il convient de garder à l'esprit que les deux jeux de données sont incomplets en ce sens qu'ils ne représentent pas des échantillons aléatoires de la population globale. Le groupe a noté qu'il n'y avait pas suffisamment de temps pour développer pleinement ces analyses de mélange au cours de la réunion et il a recommandé que les auteurs affinent leurs analyses et les présentent sous la forme d'un document SCRS (SCRS/2017/188) au groupe d'espèces à sa réunion en septembre.

6. Projections

6.1 Examen des programmes de rétablissement pour le thon rouge de l'Atlantique et de l'avis formulé par le SCRS en 2016

Le groupe n'a pas eu le temps de discuter de ce point de l'ordre du jour.

6.2 Projections – Est

6.2.1 Méthodes

VPA

Les projections ont été réalisées en utilisant le logiciel PRO-2BOX (Porch, 2017) selon les estimations de la VPA pour le cas de base. 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. Les projections ont été étudiées de la même façon que cela a été fait en 2014, c'est-à-dire trois options de recrutement similaires (le fort recrutement étant calculé pour la période 1990-2010, le recrutement moyen étant calculé pour la période 1968-2010 et le faible recrutement étant calculé pour la période 1968-1980), mais seul un schéma de sélectivité a été utilisé pour 2012-2014. Contrairement à la dernière évaluation, le schéma de sélectivité était censé s'être stabilisé et par conséquent aucun postulat supplémentaire n'était nécessaire.

Les paramètres biologiques étaient identiques à ceux utilisés dans la VPA. La mortalité naturelle et la proportion des reproducteurs ont varié selon l'âge, mais ont été invariables avec le temps. Les 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 le poids moyen 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 classes d'âge les plus récentes, les nombres par âge ont tendance à être insuffisamment estimés dans la VPA, notamment en ce qui concerne les âges plus jeunes, les estimations du recrutement pour les cinq plus récentes classes d'âge (2010, 2011, 2012, 2013 et 2015) 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 2016 (soit la première année de projection) et de la mortalité par pêche par âge pour les cinq classes d'âge remplacées.

Des diagrammes de l'état des stocks de Kobe (quantifiant la probabilité que le stock se trouve dans chacun des quatre quadrants) ont été élaborés pour l'année 2016 à partir des sorties bootstrap de la VPA dans le cadre de chacun des trois scénarios de recrutement. Les projections pour les années futures postulent que les limites de capture pour 2016 (19.296t) et 2017 (23.655 t) ont été atteintes ; pour les années suivantes, les projections postulent des niveaux de capture constants allant de 0-50.000 t ou l'un des deux taux de mortalité par pêche (F_{actuel} et $F_{0,1}$). F_{actuel} (F_{actuel}) est calculé comme la moyenne géométrique apicale de la mortalité par pêche à l'âge au cours des trois dernières années.

Stock Synthèse

À titre de comparaison, des projections ont également été faites à l'aide de SS3 (scénario 60) pour le stock oriental, à l'aide de la prise par âge conditionnelle et en postulant que le recrutement futur suivait une fonction stock-recrutement de Beverton-Holt estimée au sein du modèle. Pour tous les scénarios, on a postulé des prises fixes pour 2016 (19.296 t) et 2017 (23.655 t), sur la base des limites de capture pour ces années. Différents scénarios de niveaux fixes de capture et de F ont ensuite été projetés pour 2018 jusqu'en 2026 compris. Les projections de niveaux fixes de capture ont varié entre 20.000 et 35.000 t. Les projections basées sur F incluaient le F moyen estimé par le modèle pour 2012-2014, $F_{0,1}$ et 80 % de F_{PME} .

6.2.2 Résultats

VPA

Les diagrammes de phase de Kobe de l'état des stocks de 2016, basés sur $F_{0,1}$ et $SSB_{0,1}$, dans le cadre des trois scénarios de recrutement différents, se trouvent à la **figure 50**. Un diagramme circulaire de Kobe a également été créé pour montrer la proportion de bootstraps qui se trouve dans chaque quadrant coloré du diagramme de phase (**figure 51**). Les résultats suggèrent que le stock est peu susceptible de faire l'objet de surpêche et, si les scénarios de recrutement faible ou moyen sont corrects, que le stock pourrait s'être déjà rétabli. Si le scénario de fort recrutement est correct, le stock pourrait être encore surexploité. Si les prises futures sont maintenues à un niveau proche du TAC de 2017 (23.655 t), selon les projections, le stock aurait plus de 60% de chances de se rétablir d'ici à 2018 (et de rester ainsi jusqu'en 2025 compris) dans le cadre des trois scénarios de recrutement (**tableau 10**). Les estimations actuelles indiquent que le rétablissement pourrait être atteint d'ici à 2022 avec des limites de capture jusqu'à 30.000 t, avec plus de 60% de probabilités pour les trois scénarios de recrutement (**figure 52**). 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).

Stock Synthèse

Les résultats des projections déterministes de Stock synthèse sont illustrés à la **figure 53** et comparés aux niveaux de référence de 40% de B_0 et SSB_{PME} tels qu'ils sont obtenus des modèles. Les projections du modèle avec des niveaux de capture sont présentées au **tableau 11** et les niveaux observés de la SSB figurent au **tableau 12**. Les résultats suggèrent que le stock ne se rétablira pas d'ici à 2022 à moins que la limite de capture soit inférieure à 20.000 t.

6.3 Projections – Ouest

6.3.1 Méthodes

VPA

Les projections pour le stock de l’Ouest ont été faites à l’aide du logiciel PRO-2BOX (Porch, 2017) en se fondant 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 à court terme de la capture ont été calculées sur trois niveaux de recrutement futur : la moyenne géométrique des recrutements estimés pour les périodes 2010-2012, 2007-2012 et 2003-2012. On a permis que le futur recrutement s’écarte de manière stochastique de la moyenne géométrique en tant que processus auto-corrélé multiplicatif (log-normal) de premier ordre. La déviation standard (σ_R) et le paramètre d’autocorrélation (ρ) ont été estimés bootstrap par bootstrap. Les estimations du recrutement de la VPA pour ces dernières années, 2013 à 2015, ont été remplacées par le niveau moyen géométrique du recrutement (calculé indépendamment pour chaque bootstrap).

Les projections de capture à court terme ont été estimées sur la base de deux points de référence : F_{actuel} (moyenne géométrique apicale de la mortalité par pêche à l’âge au cours des trois dernières années) et $F_{0,1}$. En ce qui concerne le stock oriental, le point de référence $F_{0,1}$ a été jugé approprié, parce que la relation stock-recrutement est inconnue et que les estimations de la VPA étaient imprécises en termes de mise à l’échelle de la biomasse absolue en raison de la suppression du début de la série temporelle antérieure à 1974 lorsque la SSB et le recrutement étaient censés être plus élevés. Il convient de noter que $F_{0,1}$ est calculé indépendamment d’une relation stock-recrutement sous-jacente, et que dans certains cas $F_{0,1}$ peut dépasser F_{PME} en raison des effets de la relation stock-recrutement.

Stock Synthèse

Des projections déterministes ont été menées dans SS3 au cours de la réunion (des projections stochastiques seront effectuées pendant la période intersession et présentées au groupe d’espèces en septembre). Les projections de recrutement ont été menées pour les années 2015-2021 étant donné que le recrutement de 2015 n’a pas été estimé dans le modèle. Les projections ont été réalisées pour quatre scénarios de recrutement et deux scénarios de frai. Le premier scénario de recrutement postulait une relation stock-recrutement de Beverton-Holt avec une steepness = 0,55 (reproducteurs plus âgés) ou 0,47 (reproducteurs plus jeunes) et $\sigma_R = 0,73$ (reproducteurs plus âgés) ou 0,69 (reproducteurs plus jeunes). Les trois autres scénarios de recrutement postulent un recrutement constant égal à la moyenne géométrique du recrutement (en milliers d’âge 0) au cours de trois périodes :

3 ans	2010-2012	117,3	118,9
6 ans	2007-2012	127,9	129,5
10 ans	2003-2012	165,9	167,1

Pour mettre en œuvre cela dans SS3, les déviations du recrutement ont été ajustées de façon à ce que le recrutement soit approximativement égal à la moyenne géométrique pour les trois périodes temporelles à l’aide de la SSB en 2015. Ces déviations du recrutement ont ensuite été saisies comme des déviations des prévisions. Même si des déviations constantes du recrutement ont été saisies, le recrutement résultant se rapprochait de la moyenne géométrique du recrutement, sans l’être exactement.

Dix limites de capture fixes (1.000, 1.250, 1.500, 1.750, 2.000, 2.250, 2.500, 3.000, 3.250 et 3.500 t) et deux taux de mortalité par pêche ($F_{0,1}$, F_{PME}) ont été projetés. La valeur de $F_{0,1}$ provenaient de la courbe de production par recrue (**figure 54**). La valeur de F_{PME} a été projetée en postulant un recrutement déterministe fourni par la relation stock-recrutement. Les points de référence qui en résultent sont présentés au **tableau 13**.

Les schémas de sélection et les schémas de mortalité par pêche relative sont la moyenne de 2006-2009 (avant le changement de sélectivité de la palangre japonaise). On a postulé dans le modèle des captures préliminaires déclarées pour 2016 pour chaque flottille (total = 1.912 t) et on a postulé que la limite de capture (2.000 t) avait été atteinte en 2017 (allouée selon les proportions de 2016 entre les flottilles). Les productions de 2018-2021 ont ensuite été calculées ou fixées en conséquence. Puis, les projections ont été effectuées pour 2016-2021.

6.3.2 Résultats

VPA

Les résultats suivants diffèrent quelque peu de ceux qui ont été présentés au groupe au cours de la réunion, lesquels ont été terminés le dernier jour de la réunion et se basent seulement sur quelques bootstraps répétés. Ils devraient être considérés comme provisoires jusqu'à ce qu'ils soient examinés par le groupe lors de la réunion du groupe d'espèces de septembre (comme indiqué précédemment dans le rapport à la section 5).

Trois scénarios alternatifs pour le recrutement futur ont été projetés pour évaluer l'effet sur la production prévue jusqu'en 2022 compris. Les recrutements prévus étaient la moyenne géométrique du recrutement sur trois périodes récentes avant 2013, les trois années préalables (2010-2012), les 6 années préalables (2006-2012) et les 10 années préalables (2003-2012) (**figure 55**). Comme les trois dernières années de recrutement (2013-2015) ne sont pas bien estimées dans la VPA, elles ont été remplacées par la moyenne géométrique du recrutement (calculée bootstrap par bootstrap). Les projections ont été effectuées sur 500 bootstraps non paramétriques du cas de base de la VPA.

L'état actuel de la pêcherie estimé pour 2015 était qu'il ne se produisait pas de surpêche (**tableau 14**). F actuel (moyenne géométrique apicale de la mortalité par pêche à l'âge au cours des trois dernières années) a été estimé à 0,078 (intervalle de confiance de 80 % de 0,065 à 0,096). Étant donné que les estimations du stock-recrutement au cours de la période de la VPA ne contenaient pas d'informations pour informer sur les niveaux de recrutement asymptotique, un indice approchant de la mortalité par pêche de référence a été utilisé pour estimer l'état, le taux de mortalité par pêche de $F_{0,1}$ (voir la section précédente sur les projections de SS pour obtenir une description détaillée), et les points de référence basés sur la biomasse n'ont pas été utilisés. $F_{0,1}$ a été estimé à 0,11 (intervalle de confiance de 80 % de 0,10 à 0,12). Le ratio estimé de F actuel à $F_{0,1}$ en 2015 était de 0,72 (intervalle de confiance de 80 % (0,59 à 0,85)). La probabilité estimée de surpêche en 2015 était de 0,004 sur la base du bootstrap non paramétrique de la VPA.

La production projetée à $F_{0,1}$ (0,11) a été estimée pour les trois prochaines années (**tableau 14**). En fonction du niveau de recrutement projeté, la production projetée en 2018 est de 2.403 t, 2.444 t et 2.498 t pour les scénarios de recrutement de 3 ans, 6 ans et 10 ans respectivement. Selon les projections, la production chuterait au cours des trois prochaines années, avec des productions projetées pour 2019 de 2.313 t (3 ans), de 2.338 t (6 ans) et de 2.422 t (10 ans) ; les productions projetées pour 2020 sont de 2.208 t (3 ans), 2.252 t (6 ans) et 2.400 t (10 ans). Des intervalles de confiance de 80% autour des projections de la production sont présentés au **tableau 14**.

La probabilité de surpêche a été estimée à travers une gamme de limites de capture fixes et des trois scénarios de recrutement alternatifs (**tableaux 15 à 17**). En général, une diminution de la probabilité d'absence de surpêche a été prédite dans les scénarios où les productions se rapprochaient de la production actuelle. Ces résultats concordent avec la baisse de la production prédite avec un F constant de 0,10.

Les tendances prédites de la biomasse totale du stock et de la biomasse reproductrice dans la gamme des limites de capture fixes sont indiquées dans les **figures 56 et 57**. Les estimations de la biomasse totale sont indépendantes de l'âge postulé de reproduction ; cependant, les estimations de la biomasse reproductrice dépendent de l'âge de reproduction, et la biomasse reproductrice est donc montrée pour les postulats concernant l'âge plus jeune et l'âge plus avancé de frai (**figure 57**). En général, on a prédit que la biomasse totale chuterait selon les scénarios de recrutement de trois ans et de six ans et selon la plupart des niveaux de limite de captures fixes. Cependant, la biomasse totale selon le niveau de recrutement de 10 ans a montré une tendance plus optimiste sur toute la gamme des productions projetées. Les projections de la biomasse reproductrice selon le postulat de reproducteurs plus jeunes étaient semblables aux prédictions de la biomasse totale. Selon le postulat de reproducteurs plus âgés, on a prédit que la biomasse reproductrice chuterait dans une grande gamme de productions projetées (**figure 57**). La cause principale sont les niveaux de recrutement plus faibles qui sont estimés après la classe d'âge de 2003. Comme la classe d'âge de 2003 (et éventuellement d'années adjacentes) a atteint la maturité, il s'est produit une augmentation de la biomasse reproductrice dans la période récente, mais il n'a pas été estimé que les classes d'âge ultérieures étaient aussi fortes, ce qui a entraîné une baisse prédite de la future biomasse reproductrice.

Stock Synthèse

Les points de référence pour le stock occidental d'après les scénarios SS 10 (reproducteurs plus âgés) et 11 (reproducteurs plus jeunes) figurent au **tableau 13**. Les projections des limites de capture fixes dans tous les scénarios de recrutement indiquent que le niveau de recrutement postulé a peu d'influence sur les limites de capture

de 2018 (**figure 58**) et que, parmi la plupart des scénarios de recrutement et de F, la SSB diminuera au fur et à mesure que diminuera la classe d'âge de 2003. Les productions de l'ordre de 1.500-2.000 t seraient nécessaires pour éviter les chutes des stocks dans ces projections.

Les projections suggèrent que, dans tous les scénarios de recrutement, la pêche au taux de $F_{0,1}$ pourrait produire une prise d'environ 2.800 t en 2018, avec une diminution ultérieure de 2.400 t d'ici à 2021 (**tableau 18, figure 59**). Une forte composante de ces productions projetées est constituée de la classe d'âge de 2003, qui devient moins importante avec le temps, provoquant la chute des productions après 2018. Les productions projetées à F_{PME} sont plus faibles (~ 1.450 t), mais elles postulent également que le recrutement reviendra à la relation stock-recrutement, ce qui assumerait un recrutement plus élevé que celui qui est estimé pour la moyenne géométrique pour les trois périodes temporelles (**figure 60**).

7. Recommandations

Recommandations relatives aux statistiques et à la recherche

- Notant les tendances divergentes dans les indices de ligne à main (canne et moulinet) de l'océan Atlantique ouest et le rôle potentiel des facteurs environnementaux, le groupe recommande de diriger l'effort à la fois sur l'identification des facteurs environnementaux qui influent sur la capturabilité à l'échelle du bassin et à l'échelle locale, et sur l'incorporation de ces facteurs dans la standardisation de l'indice. Le potentiel pour combiner les données et créer un indice conjoint de ligne à main devrait également être étudié.
- Reconnaisant la présence de lacunes dans les données d'âge-longueur, le groupe recommande que l'exercice de détermination de l'âge des otolithes de l'Est et de la Méditerranée encore non analysés se centre principalement sur les lacunes existant dans la représentativité de la taille, de l'espace, du temps et des pêcheries. En outre, l'effet de l'intervalle des tailles sur la construction des clés âge-longueur devrait être étudié. Il est aussi recommandé que le futur échantillonnage soit structuré de façon à être représentatif des schémas de pêche temporels et spatiaux et prévoit suffisamment de structures calcifiées pour les clés annuelles âge-longueur (~ 500 poissons par an et stock, en utilisant l'échantillonnage stratifié en longueur avec des tailles d'échantillons fixes par intervalle de taille pour couvrir la gamme des tailles observées dans les prises). La structure de l'échantillonnage peut être orientée par les tailles effectives des échantillons identifiées par les modèles.
- Le groupe reconnaît l'importance de recueillir des données de composition des stocks et recommande que cet effort inclue toutes les principales zones de pêche pendant toute la saison de pêche afin qu'elles soient représentatives des schémas de pêche temporels et spatiaux.
- Le groupe demande que soient mieux divisées les séries temporelles historiques et futures des prises des senneurs méditerranéens de petits poissons (<160 cm SFL) et de grands poissons (> 160 cm SFL).
- Le groupe réaffirme l'importance que toutes les CPC révisent et soumettent leurs données de fréquence de taille de la tâche II par flottille. Par ailleurs, un effort doit être fait pour combler les lacunes dans les données de composition de taille (historiques et futures) afin que celles-ci soient représentatives des schémas de pêche temporels et spatiaux.
- Le groupe recommande que la comparabilité dans le temps de la prospection aérienne de UE-France méditerranéenne et de la prospection larvaire soit étudiée plus avant.
- Le groupe recommande que l'ordre du jour de la réunion de préparation des données accorde la priorité à l'évaluation des principales incertitudes dans l'évaluation.
- Le groupe recommande d'étudier plus en profondeur la question des biais détectés dans la détermination directe de l'âge des structures calcifiées en vue de corriger les pièces dures dont on avait auparavant déterminé l'âge et de fournir un protocole qui permette d'éviter les biais dans les futures lectures. En outre, le groupe demande que des paires de pièces dures soient recueillies à la fois dans l'Est et dans l'Ouest pour aider à estimer les biais dans tous les âges. Il faudrait envisager d'organiser un atelier consacré à la détermination de l'âge.

- Une fois que les divergences au niveau de la détermination de l'âge auront été résolues, il conviendrait d'essayer de mener une analyse de la courbe de croissance actualisée pour l'Atlantique Est.

8. Autres questions

Aucune autre question n'a été discutée.

9. Adoption du rapport et clôture

En raison du temps limité, certains points de l'ordre du jour n'ont été examinés que partiellement avant la clôture de la réunion : méthodes en rapport avec l'évaluation des stocks (4) et recommandations de recherche (7). L'examen des documents scientifiques présentés au groupe d'espèces (2), la mise à jour sur l'état des stocks (5) et les autres questions (8) ont été adoptés par correspondance. Aucune recommandation de gestion n'a été officiellement adoptée étant donné que plusieurs analyses clés étaient encore en suspens. Il est prévu que l'avis de gestion sera formulé dans le cadre du résumé exécutif lors de la réunion du groupe d'espèces de septembre. Le reste du rapport a été adopté pendant la réunion. La réunion a été levée.

Références

- Anon. 2009. Report of the 2008 Atlantic bluefin tuna stock assessment session (Madrid, Spain – 23 June to 4 July 2008). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64 (1): 1-352.
- Anon. 2015. Report of the 2014 Atlantic bluefin tuna stock assessment session (Madrid, Spain – 22-27 September 2014). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71 (2): 692-945.
- Anon. (in press). Report of the 2017 ICCAT bluefin tuna data preparatory meeting. ICCAT document SCRS/2017/001. 60 pp.
- Ailloud, L.E., Laretta, M.V., Hoenig, J.M., Hanke, A.R., Golet, W.J., Allman, R., and Siskey, M.R. 2017. Improving growth estimates for western Atlantic Bluefin tuna using an integrated modeling approach. Fish. Res. 191: 17-24.
- Busawon D.S., *et al.* 2015. Evaluation of an Atlantic bluefin tuna otolith reference collection. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71 (2): 960-982.
- Butterworth D.S., and Rademeyer R.A. 2017. Statistical catch at length assessment methodology for Atlantic bluefin tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 73 (6): 2202-2221.
- Cadrin S., Morse M., Kerr L., Secor D., and Siskey M. 2017. Exploratory stock assessment of eastern and western population-of-origin Atlantic bluefin tuna accounting for stock composition. ICCAT SCRS/2017/174
- Cort, J.L. 1991. Age and growth of the Bluefin Tuna, *Thunnus thynnus* (L.) of the Northwest Atlantic. ICCAT. SCRS/1990/66. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 35 (2): 213-230.
- Cort, J. L., Arregui, I., Estruch, V. D., Deguara, S. 2014. Validation of the growth equation applicable to the Eastern Atlantic Bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.), using L max, tag-recapture, and first dorsal spine analysis. Reviews in Fisheries Science & Aquaculture, 22(3), 239-255.
- Hanke A., Busawon D., Rooker J.R., and Secor D.H. 2016. Estimates of stock origin for bluefin tuna caught in western Atlantic fisheries from 1975 to 2013. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 72 (6): 1376-1393.
- Hoenig, J.M., R.C. Hanumara and D.M. Heisey. 2002. Generalizing double and triple sampling for repeated surveys and partial verification. Biometrical Journal 44:603-618.
- Irie T. and Takeuchi Y. 2015. An application of an integrated stock assessment model (stock synthesis) to eastern Atlantic bluefin tuna stock. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71 (3): 1462-1489.
- Method, R.D. Jr and Wetzel, C.R. 2013. Stock Synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. Fish. Res. 142: 86–99.
- Porch, C.E. 2017. Pro-2box Version 3.0 User Guide. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-708 49 pp.
- Porch, C. E., S. C. Turner, and J. E. Powers. 2001. Virtual population analyses of Atlantic bluefin tuna with alternative models of transatlantic migration: 1970-1997. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52: 1022-1045.
- Rodriguez-Marin E, Ortiz M, Ortiz de Urbina JM, Quelle P, Walter J, Abid N, *et al.* (2015) Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) biometrics and condition. PLoS ONE 10(10): e0141478. PMID:26505476
- Rodriguez-Marin, E., Quelle, P, Ruiz, M., Busawon, D., Golet, W., Dalton, A., Hanke, A. 2016 Updated comparison of age estimates from paired calcified structures from Atlantic bluefin tuna. Document SCRS/2016/134 (withdrawn).
- Schirripa, M.J., F. Abascal, I. Andrushchenko, G. Diaz, J. Mejuto, M. Ortiz, M.N. Santos and J. Walter. 2017. A hypothesis of a redistribution of North Atlantic swordfish based on changing ocean conditions. Deep-Sea Res. II 140: 139-150.

INFORME DE LA REUNIÓN DE EVALUACIÓN DEL STOCK DE ATÚN ROJO DE ICCAT DE 2017 (Madrid, España, 20-28 de julio de 2017)

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

La reunión se celebró en la Secretaría de ICCAT, en Madrid, del 20 al 28 de julio de 2017. El Dr. Clay Porch (Estados Unidos), Coordinador del Grupo de especies ("el Grupo") y presidente de la reunión, inauguró la reunión y dio la bienvenida a los participantes. Los Dres. Gary Melvin (Canadá) y Ana Gordo (UE-España), relatores, respectivamente, de los stocks del Atlántico occidental y del Atlántico oriental y Mediterráneo, copresidieron la reunión. El Sr. Meski, Secretario Ejecutivo de ICCAT, dio la bienvenida a los participantes y destacó la importancia de la reunión debido a las altas expectativas de la Comisión en relación con esta evaluación, con las revisiones de datos antiguos, la disponibilidad de nuevos datos y la actualización de los índices de abundancia. El Presidente procedió a revisar el orden del día, que se adoptó con algunos pequeños cambios (**Apéndice 1**).

La lista de participantes se adjunta como **Apéndice 2**. La lista de documentos presentados a la reunión se adjunta como **Apéndice 3**. Los siguientes participantes actuaron como relatores:

<i>Sección</i>	<i>Relatores</i>
Puntos 1 y 9	M. Neves dos Santos
Punto 2	G. Melvin
Punto 3	
Puntos 3.1 y 3.2	G. Diaz, M. Ortiz, A. Kimoto
Puntos 3.3, y 3.4	A. Hanke
Punto 3.5	J. Hoenig, L. Ailloud
Punto 3.6	H. Arrizabalaga, L. Kerr
Punto 3.7	A. Gordo, G. Melvin
Punto 4	J.J. Maguire, S. Cadrin
Punto 5	T. Itoh, C. Porch, S. Nakatsuka, A. Kimoto, J. Walter
Punto 6	C. Brown, T Rouyer, J. Walter, S. Cadrin, M. Lauretta, R. Sharma
Punto 7	A. Hanke, C. Porch, G. Melvin, A. Gordo, D. Die
Punto 8	G. Melvin y A. Gordo

2 Examen de los documentos científicos presentados al Grupo

El Coordinador indicó que se habían presentado para su revisión 26 documentos y 1 presentación. Los resúmenes respectivos están incluidos en el **Apéndice 4** tal y como fueron enviados por los autores. Se dio prioridad a los documentos directamente relacionados con la evaluación de stock de 2017. Debido a la falta de tiempo, 4 documentos no fueron presentados ni revisados por el Grupo. El primero de estos documentos trataba sobre la Tarea II (SCRS/2017/171), del que se presentó y aceptó durante la reunión de preparación de datos un primer borrador para actualizar la captura por talla del cerco francés y español para las pesquerías de atún rojo del Mediterráneo entre 1970 y 2010. El segundo correspondía a datos de Tarea I (SCRS/2017/169) e incluía una revisión de las capturas nominales de atún rojo del Atlántico de UE-España. El documento SCRS/2017/149 presentaba un informe preliminar de la prospección aérea del GBYP de concentraciones de reproductores de atún rojo realizada en 2017. Por último, el documento SCRS/2017/131 presenta la distribución de marcas convencionales y electrónicas que fueron colocadas en el Atlántico y en el estrecho de Gibraltar y que posteriormente fueron recuperadas o emergieron en el Mediterráneo.

3 Datos revisados y actualizados para la evaluación de stock

3.1 Biología

El documento SCRS/2017/083 presentaba 5 hipótesis diferentes acerca de la mortalidad natural (M) del atún rojo del oeste. Las cinco hipótesis se confrontaban con estimaciones de supervivencia empíricas de un modelo discreto de recuperación de marcas de Brownie aplicado a los datos de marcado convencional para el periodo 1965-2016. Aunque los datos de marcado convencional contenían considerable información sobre supervivencia a lo largo del tiempo, no pudo seleccionarse una sola hipótesis acerca de mortalidad natural del conjunto de candidatas

basándose en el análisis. Sin embargo, si las estimaciones de supervivencia para el periodo de 1995 a 1999 son una medida precisa de la supervivencia total y son representativas de peces más grandes en comparación con otros periodos, entonces una tasa de mortalidad natural superior a 0,12 por año para este grupo es incoherente con los resultados.

El Grupo indicó que el modelo Brownie proporcionaba estimaciones de la supervivencia total de las cohortes marcadas, agregadas entre edades, que fueron utilizadas para refutar diversas hipótesis acerca de la tasa de mortalidad natural del atún rojo del Atlántico. El Grupo preguntó cómo se habían obtenido las estimaciones de los valores de M por edad. Se explicó que estas estimaciones se obtuvieron utilizando una función Lorenzen basada en el peso por edad medio estimado a partir de la curva de crecimiento adoptada y la relación talla-peso, y escaladas a una tasa asintótica de 0,1. Se observó que los patrones de supervivencia estimados a partir de los análisis de marcado eran diferentes de las tendencias de mortalidad por pesca apical (F) estimadas mediante el VPA. Sin embargo, el Grupo opinó que este resultado no era imprevisto dado que tanto la composición por edad de los peces marcados como la selectividad global de las flotas había cambiado en el tiempo. Por ejemplo, en los 70 la mayoría de colocaciones y recapturas de marcas eran de atunes rojos pequeños en la pesquería de cerco estadounidense. Las estimaciones de supervivencia a partir de los análisis de marcado indican una supervivencia menor durante este periodo, coherente tanto con el marcado de peces más jóvenes como con mayores niveles de F sobre peces más jóvenes, como estimaba el VPA. Las estimaciones de supervivencia basadas en el marcado han aumentado, debido en gran parte a un cambio en el marcado para marcar peces más grandes, y no reflejan el patrón global de la F apical del VPA. El Grupo discutió también si M podría haber cambiado en el tiempo. Aunque hubo un acuerdo general respecto a que ese podría ser el caso, el Grupo consideró que no contaba con datos suficientes para estimarlo y, por ello, acordó asumir un vector de M por edad constante para la evaluación. Además, el Grupo fue informado de los resultados de un nuevo estudio que estimaba la mortalidad natural del atún rojo occidental utilizando marcas acústicas en Canadá. Este estudio estimaba que M oscila entre 0,04 y 0,09 (A. Boustany 2017 com. pers.). Se indicó también que la CCSBT considera en el modelo operativo un rango de valores para M por edad 10 cuya mediana de aproximadamente 0,07 es algo inferior a 0,1 (R. Hillary 2017 com. pers.). El Grupo reconoció este problema y propuso escalar la función Lorenzen a la asíntota en un valor de $M=0,07$ para los peces mayores como ensayo de sensibilidad.

El documento SCRS/2017/164 presentaba las estimaciones de la fracción del atún rojo occidental que desova por edad basadas en una comparación de la frecuencia de edad de los peces recogidos en las zonas de desove del golfo de México con la frecuencia de edad estimada de la evaluación de 2014 (Anón. 2015). Los resultados sugieren que los peces menores de 9 años rara vez desovan en el golfo de México y que el pico de frecuencia de reproducción no se logra hasta aproximadamente la edad 15. Los autores recomendaron un procedimiento para estimar la fracción de reproductores por edad basada en la selectividad estimada de los peces en las supuestas zonas de reproducción (en lugar de depender de evaluaciones anticuadas).

Se asumió que la composición por tallas y edades a partir de los desembarques utilizada en el estudio era representativa de la composición por tallas del atún rojo del golfo de México. El Grupo reconoció también que, dado que los datos fueron recopilados por programas de observadores científicos, la calidad de los datos no era probablemente una fuente de inquietud. Se discutió si la selectividad de tallas podría haber afectado a los resultados del análisis y si la selectividad podría tener forma de cúpula. El Grupo señaló que, si ese era el caso, entonces los resultados estarían aún más sesgados hacia edades superiores. Por último, se indicó que la pesquería de atún rojo mexicana ha mostrado una gama más amplia de tallas en algunos años, incluidos peces tan pequeños como de 120 cm FL, y se sugirió incluir estos datos en futuros análisis. Sin embargo, el Grupo convino en que la fracción de estos pequeños peces en la captura total era insignificante y en que utilizar estos datos no cambiaría significativamente los resultados del análisis actual.

En el documento SCRS/2017/170 se presentaban los resultados de utilizar la determinación directa de la edad para estimar una clave edad-talla y una curva de crecimiento del atún rojo del este. El estudio utilizaba otolitos y espinas recogidos entre 1984 y 2013.

El Grupo indicó que los resultados de ajustar el crecimiento presentaban un ajuste relativamente pobre de las edades 8 y superiores. Se indicó que parece existir un sesgo de selectividad en el ajuste de los peces más pequeños. Se mencionó que el Grupo podría querer considerar el uso de diferentes funciones de crecimiento para diferentes rangos de edad. Es bien sabido que la energía pasa de destinarse al crecimiento en las edades más jóvenes a destinarse a la reproducción en las edades superiores. Por lo tanto, no es imposible que el crecimiento pueda describirse mejor utilizando más de una función de crecimiento. Por ejemplo, el Grupo podría considerar utilizar el crecimiento estimado mediante Cort (1991) y Cort *et al.* (2014) para las edades más jóvenes y el estimado mediante la función de crecimiento de Allouid *et al.* (2017) para las edades superiores. El Grupo también debatió

si utilizar la talla media por edad observada a partir de los datos brutos en lugar de la curva de crecimiento para la separación de cohortes. El Grupo decidió aplicar la curva de crecimiento de Cort (1991) para la separación de cohortes a pesar del aparente mal ajuste a las edades superiores. Sin embargo, el Grupo indicó que es necesaria una función de crecimiento para las proyecciones del estado del stock.

Aparte de estas nuevas contribuciones, en la **Tabla 1** se presenta un resumen de los actuales supuestos sobre las características del ciclo vital que se utilizó en la evaluación para los stocks del Atlántico oeste y del Atlántico este y Mediterráneo.

3.2 Estimaciones de captura

Durante la reunión de preparación de datos de marzo (Anón. *en imprenta*), el Grupo revisó los datos básicos de CAS y talla de Tarea I y Tarea II (véase la sección 3.1 del Informe para más detalles). Durante el periodo intersesiones, la Secretaría finalizó las consultas con los científicos y las CPC para clasificar las capturas por arte de la categoría desconocido. Tal y como acordó el Grupo de trabajo, se actualizó la Tarea I para incluir las llamadas "capturas aumentadas" como parte de la mejor estimación de las extracciones totales para el atún rojo del este para el periodo 1998-2007. Las capturas aumentadas se asignaron todas al arte de cerco. La **Tabla 2** y la **Figura 1** presentan la captura total utilizada en esta evaluación para cada stock para el periodo 1950-2015. La Secretaría proporcionó también una compilación de las capturas históricas de atún rojo desde 1512, recuperadas principalmente en el marco del GBYP (**Figura 2**).

Para los modelos de evaluación que requieren estadísticas de captura específicas de la flota (véase la sección 4), la Secretaría, en colaboración con los principales analistas, preparó la distribución de la Tarea I en la estructura de la flota. Para el atún rojo del este se creó un total de 13 categorías de flota-arte y para el atún rojo del oeste se crearon 11 categorías flota-arte. Estas categorías flota-arte estaban también directamente asociadas con las correspondientes muestras de frecuencias de tallas como datos de entrada para los modelos estadísticos de captura. La **Tabla 3** muestra la estructura flota-arte y la correspondiente asignación de captura por año (**Figura 3**).

3.2.1 Examen de las estadísticas de Tarea I a utilizar para las proyecciones

Durante la reunión de preparación de datos, se acordó utilizar 2015 como año terminal para la evaluación. La Secretaría informó al Grupo de que, antes de la reunión, se habían realizado informes incompletos de capturas de atún rojo para 2016. Durante la reunión, científicos de las principales flotas comunicaron sus estimaciones preliminares de las capturas de 2016 para el stock occidental: Japón 345,4 t, Canadá 480 t y Estados Unidos 1025 t. Para los demás pabellones, se acordó traspasar las capturas de 2015. En total, la captura estimada de atún rojo del Atlántico oeste fue de 1.912,4 t en 2016. Para el modelo de evaluación que requería capturas específicas flota-arte, se asumieron las mismas proporciones flota-arte que en 2015. La **Tabla 4** resume las estimaciones de las capturas para el atún rojo del oeste en 2016. Para el atún rojo del este, no se dispone de datos preliminares, por lo que el Grupo acordó usar la asignación del TAC para 2016 (19.296 t) para las proyecciones.

3.2.2 Talla de Tarea II

El documento SCRS/2017/166 presenta una revisión detallada y análisis preliminares de las muestras de frecuencias de tallas del atún rojo. En relación con la tarea de armonizar las frecuencias de talla de Tarea II (T2SZ), se informó de los progresos en la reunión de preparación de datos (Anón. *en imprenta*). Durante el periodo intersesiones, se produjeron importantes actualizaciones a los datos de talla:

BFT-Oeste:

- i) Actualización de las muestras de talla para la pesquería canadiense de liña de mano para el periodo 1974-1985. Estas muestras de talla se utilizaron también para elaborar la CAS y la CAA para este arte-flota particular.
- ii) Examen de las muestras de talla de la flota de palangre estadounidense del golfo de México, en la que algunos peces habían recibido un código erróneo en la base de datos de ICCAT como mediciones de longitud a la horquilla cuando, de hecho, eran mediciones de la aleta pectoral a la horquilla. Los científicos proporcionarán valores actualizados y factores de conversión apropiados para estas muestras de talla. Mientras tanto, estas muestras se convirtieron a SFL para los análisis estadísticos de captura por talla.

BFT-Este:

- i) Actualización de las muestras de talla para las flotas francesa y española de cerco (SCRS/2017/171) para el periodo 1970-2010, basándose en el peso medio por operación.
- ii) Actualización de las mediciones de talla de las cámaras estereoscópicas del atún rojo enjaulado (2014-2015).
- iii) Actualización de la talla en el momento de la captura estimada para el atún rojo sacrificado en las granjas (SCRS/2017/24) para el periodo 2008 - 2015.

La mayoría de las nuevas muestras de talla se integró también en la estimación de la CAS y la CAA. Para el atún rojo del este, se disponía de muestras de talla de dos o más fuentes (por ejemplo, cámaras estereoscópicas, talla en el momento de la captura retrocalculada para los peces de granja sacrificados, informes nacionales) creando una posible duplicación de la información, principalmente en las pesquerías de almadrabas y cerco. Se aplicó un sistema de prioridades cuando se producía un solapamiento de los datos de talla. Este sistema daba la prioridad más alta a las muestras de las cámaras estereoscópicas, seguidas del retrocálculo a partir de los peces sacrificados y la menor importancia a los informes nacionales.

Todas las muestras de talla fueron revisadas y asignadas en la estructura de flota-arte para los modelos estadísticos de captura, creando muestras de frecuencias de talla anuales (SCRS/2017/166). Se impuso un mínimo de 75 peces medidos por año para cada muestra de frecuencias de talla, estrato flota-arte. Las muestras con una asimetría o curtosis extrema fueron también cuidadosamente revisadas y comprobadas antes de ser incluidas, y los peces de más de 350 cm SFL fueron excluidos. La **Figura 4** muestra la distribución de tallas en cada categoría flota-arte para los stocks occidental y oriental.

3.2.3 Captura por talla y captura por edad

La mayoría de las nuevas muestras de talla se integró también en la estimación de la CAS y la CAA. La CAS fue elaborada por la Secretaría siguiendo directrices similares a las de evaluaciones anteriores para las sustituciones por flota, arte, área y trimestre cuando las muestras de talla, la CAS o la CAA no estaban disponibles. La **Tabla 5** presenta las sustituciones utilizadas en la CAS actual. Durante el periodo intersesiones, la Secretaría creó una CAA usando el método de "separación de cohortes" como se había hecho en evaluaciones anteriores, basándose en la talla por edad estimada mensual a partir de los modelos de crecimiento, del modelo de crecimiento de von Bertalanffy para el stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo (Cort, 1991, Cort *et al.* 2014) y del modelo de crecimiento de Richards para el stock de atún rojo del oeste (Ailloud *et al.* 2017). Se usó un protocolo alternativo de determinación de la edad para generar una CAA, utilizando un crecimiento paramétrico (mismos modelos de crecimiento) que utiliza la varianza de talla por edad para estimar una distribución de probabilidad de las edades para una talla determinada. El documento SCRS/2017/181 compara ambos protocolos de determinación de la edad aplicando un análisis de la curva de captura a la CAA estimada. En general, ambos protocolos de determinación de la edad estimaban CAA comparables y las estimaciones de la mortalidad total a partir de la curva de captura eran similares para el stock occidental, algunas más variables para el stock oriental.

3.3 Estimaciones de abundancia relativa y de CPUE

Los índices de abundancia relativa recomendados para su uso en la evaluación del stock fueron descritos en detalle en la reunión de preparación de datos y se enumeran brevemente en el punto "Métodos". Véase el informe de la reunión de preparación de datos para más detalles (Anón. *en imprenta*).

El documento SCRS/2017/082 presentaba tres índices estandarizados de abundancia relativa de atún rojo utilizando los peces capturados por las almadrabas marroquíes y portuguesas en la zona cercana al estrecho de Gibraltar. Se basaban en factores como año, mes e ID de la almadraba/localización. Un único índice cubría desde 1998 hasta 2016 y se crearon dos índices separados para 1998-2011 y 2012-2016 en respuesta a posibles cambios en las operaciones de pesca (por ejemplo, las cuotas se agotaron en poco tiempo).

Los siguientes párrafos describen varios documentos sobre índices presentados a la evaluación, pero no usados en la evaluación actual.

El documento SCRS/2017/180 presentaba un índice de abundancia relativa estandarizado de atún rojo basado en datos de los cerqueros tunecinos (2009 a 2016). Los valores anuales de la CPUE eran elevados en los tres últimos años y la tendencia general era similar a la tendencia en el peso medio de los peces.

El Grupo indicó que se disponía de datos de VMS que podrían utilizarse para mejorar las estimaciones futuras de esfuerzo y se indicó que estos datos estaban disponibles para todos los cerqueros.

El documento SCRS/2017/172 presentaba un índice nominal actualizado de abundancia relativa de atún rojo utilizando los datos de los cerqueros de Balfegó y un segundo índice basado en la flota pesquera conjunta de Balfegó. Ambos índices presentaban tendencias similares a las de los índices de palangre japonés. La CPUE basada en la flota pesquera conjunta era más estable que el índice japonés y que el de los cerqueros de Balfegó de los tres últimos años. El peso medio de los peces en 2017, tal y como lo estimaron los patrones, no difería de los pesos estimados a partir de las cámaras estereoscópicas en 2016.

El Grupo indicó que las operaciones de pesca conjuntas que capturan peces para las granjas afectarían a las estimaciones de esfuerzo y, por consiguiente, a la tendencia de la CPUE y preguntó por la disponibilidad de datos de VMS para corregir o definir mejor el esfuerzo. Se observó que esta información debería estar disponible para los buques de Balfegó. El Grupo preguntó también por la disponibilidad de datos de ecosondas o sonares para obtener estimaciones de la densidad de los cardúmenes. Se indicó que la zona pescada es pequeña y no correspondía con la zona completa de la prospección aérea y que las ecosondas comerciales no tienen, por lo general, la capacidad de grabar.

El documento SCRS/2017/184 proporcionaba un índice nominal de abundancia de atún rojo basado en las operaciones de pesca con palangre japonesas en aguas territoriales de Argelia y en el marco de la cuota de captura de Argelia, realizadas entre 2000 y 2006. Se demostró que el rendimiento aumentaba al aumentar la SST y que temperaturas de 20°C eran las óptimas. La prevalencia de hembras aumentaba también con una mayor SST. Se disponía también de datos de operaciones de cerco (2010-2017) pero no produjeron un índice de abundancia debido a la dificultad de definir una unidad constante de esfuerzo pesquero.

El Grupo preguntó acerca de la medida de esfuerzo pesquero usada en la CPUE. Se indicó que, para el esfuerzo, se utilizó el número de buques. El Grupo sugirió que, en el futuro, debería considerarse una medida del esfuerzo más adecuada.

3.4 Marcado

No se presentó nueva información, aunque los datos de marcado tanto convencional como electrónico presentados en la reunión de preparación de datos fueron resumidos para su introducción en los modelos de mezcla. El Grupo señaló que la base de datos de marcas electrónicas no incluye ninguna información para indicar si la marca se ha recuperado en la pesquería o no. Diversos investigadores proporcionaron esta información durante el curso de la reunión, pero el conjunto de datos continuaba siendo demasiado incompleto para usarlo en los modelos durante la reunión.

3.5 Composición por edad (claves edad-talla)

El documento SCRS/2017/170 volvía a examinar lecturas de espinas históricas y establecía que el método histórico utilizado para la determinación de la edad proporciona resultados equivalentes a los obtenidos utilizando la metodología estandarizada adoptada actualmente, y que, por tanto, estos registros pueden utilizarse para estimar el crecimiento y la composición por edad. Asimismo, intentaba desarrollar una nueva curva de crecimiento para el Atlántico oriental utilizando la misma metodología utilizada para el Atlántico occidental (es decir, la metodología de Ailloud *et al.* 2017). Ambos modelos, el nuevo von Bertalanffy y el de Richards producían patrones en los valores residuales. La razón para esta falta de ajuste se debía en gran parte a la falta de peces mayores en el conjunto de datos, así como a posibles diferencias en el patrón de selectividad entre los peces jóvenes y los peces mayores. Por consiguiente, se propuso explorar modelos más flexibles. El Grupo propuso dos posibles alternativas cuando se dispone de un modelo de crecimiento paramétrico aceptable: i) utilizar tallas por edad medias (de los datos en bruto) para formar una curva de crecimiento empírica y usarla para separar las cohortes en la captura por tallas, o ii) usar una "curva transformada" vinculando el modelo de Cort (1991) y Cort *et al.* (2014) para las edades más jóvenes y el modelo de Allouid *et al.* (2017) para las edades mayores.

El documento SCRS/2017/179 presentaba las estimaciones de captura por edad para los stocks tanto oriental como occidental basándose en la clave edad-talla que combina hacia delante e inversa (Hoening *et al.* 2002). Tras los problemas iniciales para maximizar la verosimilitud, se desarrolló un procedimiento ad hoc que limitaba las estimaciones de la probabilidad por edad lejos de cero y facilitaba la convergencia. El Grupo señaló que la matriz de captura por edad para el Atlántico occidental parecía seguir bien la evolución de las cohortes fuertes y débiles. En general, la clave combinada proporcionaba resultados similares a la separación de cohortes con algunas

diferencias en las magnitudes de las cohortes y la clase anual asignada a una cohorte fuerte (**Figura 5**). Sin embargo, el Grupo planteó tres inquietudes respecto a la clave combinada: 1) Algunas cohortes parecen casi desaparecer solo para reaparecer un año después, causando inestabilidad en el VPA, 2) El peso medio calculado en el grupo plus era inferior al de los ejemplares de 15 años debido al pequeño tamaño de las muestras para la edad 15 y 3) una fuerte clase anual de 2002 aparece en toda la matriz de captura por edad occidental mientras que existía la inquietud de que podría ser la clase anual de 2003. Para el Atlántico oriental, había problemas mayores con la convergencia de la clave que combina hacia delante e inversa debido a los pequeños tamaños de muestra de grandes ejemplares, además, las estimaciones de la composición por edad variaban enormemente de año en año para los tres años más recientes.

Las estimaciones de captura por edad para el oeste obtenidas a partir de la clave que combina hacia delante e inversa se ejecutaron mediante el VPA y se observó que producía algunos patrones extraños de F extremadamente elevada seguida de F extremadamente baja debido a la desaparición y reaparición de las cohortes. Por lo tanto, el Grupo decidió ejecutar un ensayo del VPA para el oeste con la composición por edades para los 5 años más recientes (2010-2015) obtenida a partir de la clave edad talla que combina hacia delante e inversa y la composición por edades para los años anteriores a 2010 obtenida a partir de la separación de cohortes. El Grupo plus para el ensayo se estableció en la edad 16+. Los resultados se presentaron al Grupo. Se expresó la inquietud de que había un cambio aparente en la selectividad debido al cambio en el método para estimar la composición por edades. Por lo tanto, se decidió utilizar la separación de cohortes para crear los VPA de base y utilizar la matriz de captura por edad obtenida a partir de la clave que combina hacia delante e inversa solo como ensayo de sensibilidad. Para el VPA para el este, se decidió usar la composición por edades obtenida a partir de la separación de cohortes basada en la curva de Cort (1991) y Cort *et al.* (2014), a pesar de ser conscientes de que existe un mal ajuste a los ejemplares mayores, dado que L_{∞} está mal estimado debido a la falta de peces mayores en el ajuste.

Para los modelos stock synthesis (SS3), los pares edad-talla se introdujeron como distribuciones de frecuencias de edades por intervalos de talla (a intervalos de 4 cm para el este e intervalos de 5 cm para el oeste) para cada año y pesquería en los cuales se recogieron los datos. Esta introducción de los pares edad-talla hace que se utilicen eficazmente los datos como una clave edad-talla más que como una composición por edades. Estos datos de entrada permitieron a los modelos integrados utilizar la información de los escasos datos de edad-talla sin asumir que los datos eran representativos de las edades en todo el rango de tallas. Los datos de determinación de la edad se introdujeron con un error de determinación de la edad y un sesgo de determinación de la edad, descritos más abajo.

Tras examinar más en profundidad los datos de edad, el grupo observó que la talla por edad media de las muestras de espinas aparecía sistemáticamente más grande que la talla por edad media de las muestras de otolitos (**Figuras 6 y 7**). Los expertos en determinación de la edad explicaron que se cree que las lecturas de espinas para los peces jóvenes (< 7 años) son muy fiables, pero expresaron cierta inquietud respecto a las edades estimadas a partir de las muestras de otolitos hasta la edad 7 porque se sabe que los peces juveniles depositan bandas que pueden interpretarse erróneamente como anuales en las muestras de ejemplares jóvenes, lo que hace probable la sobreestimación de la edad a partir de otolitos. Los datos utilizados para elaborar la clave edad-talla que combina hacia delante e inversa para el stock del oeste consistían principalmente en datos de otolitos (~10 muestras de espinas) lo que podría explicar el por qué la fuerte cohorte aparente en la captura por edad derivada de la clave combinada se estaba asignando a la clase anual de 2002 en lugar de a la clase anual de 2003. El Grupo recomendó añadir al modelo Stock Synthesis un vector de sesgo de la determinación de la edad ya que puede tener en cuenta esta posible fuente de sesgo. Por ello, se elaboró un vector de sesgo de la determinación de la edad utilizando los datos de muestras emparejadas de otolitos-espinas recogidas en el pasado (Rodríguez Marín *et al.* 2016) asumiendo que las lecturas de espinas son correctas para los peces de hasta 7 años (**Tabla 6**). Se creó un vector de otolitos a los que se ha determinado la edad y corregido el sesgo tomando la media ponderada de las lecturas de edad de las muestras de otolitos asociadas con cada grupo de edad de las muestras de espinas correspondientes.

3.6 Composición del stock (microquímica de otolitos, genética)

Durante la reunión no se presentaron nuevos documentos sobre la composición del stock. El Grupo convino en confiar en los datos sobre composición del stock recopilados durante las reuniones de preparación de datos de 2016-2017 en una base de datos sobre la composición del stock de ICCAT. La base de datos incluye datos sobre la composición del stock del GBYP, Canadá, Estados Unidos y la Unión Europea. Durante la reunión, se añadieron a la base de datos de Estados Unidos. Estos datos se componen de asignaciones basadas en química de otolitos de atunes rojos del Atlántico recogidos por Estados Unidos en el golfo de Maine durante el periodo 2010-2011. La asignación individual de estos datos se basó en el procedimiento de bosque aleatorio (Hanke *et al.* 2016). Además, se realizaron correcciones a la base de datos en la asignación de año y zona a las asignaciones individuales de origen. La base de datos final se puso a disposición del grupo para los diferentes modelos que se estaban usando en la evaluación, así como para el enfoque MSE.

La base de datos combinada incluye 6.886 ejemplares con información sobre su probabilidad de ser originarios del este (**Figura 8**). Siguiendo los criterios adoptados durante las reuniones de preparación de datos de 2016 y 2017, se asignó un origen a los peces solo cuando la probabilidad de ser originarios del este era inferior a 0,3 (asignados al oeste, n=2773) o superior a 0,7 (asignados al este, n=2727).

Actualmente, la base de datos permite la estimación de la composición del stock para todas las zonas de atún rojo excepto para el SC_ATL. La **Figura 9** ilustra la proporción de peces originarios del este por área, estimada a partir de la base de datos sobre composición del stock de ICCAT. La información sobre composición del stock por área sugiere que no hay una composición del stock mezclada dentro de las dos zonas principales de desove (es decir, 100% originarios del oeste dentro del GOM y aproximadamente 100% originarios del este dentro del MED), una composición del stock mínimamente mezclada dentro de SE_ATL, E_ATL, NE_ATL, y NC_ATL y una mayor composición del stock mezclada dentro de W_ATL, CAR, y GSL. Las áreas atlánticas definidas dentro de los límites del stock oriental mostraban proporciones de origen oriental superiores al 0,6, mientras que las áreas occidentales mostraban proporciones de origen oriental inferiores a 0,8.

Los datos para aportar información a las estimaciones de las proporciones del stock son más abundantes desde 2009, cuando se realizaron la mayoría de los análisis. Sin embargo, para algunas áreas (WATL y GOM) están disponibles datos de finales de los 70 y los 90. Los resultados sugieren que existe una variación interanual importante en las proporciones estimadas dentro de una zona determinada. Dentro de zonas únicas, las proporciones pueden también variar entre artes pesqueros, especialmente en grandes zonas (por ejemplo, W_ATL) donde diferentes artes (por ejemplo, palangre y caña y carrete) operan en diferentes áreas (**Figura 10**).

Se examinó la información de la base de datos sobre composición del stock de ICCAT con miras a documentar la revisión de los VPA de la población de origen (SCRS/2017/174). Las tendencias temporales en la proporción del este se examinaron por flota (definida por área y arte) para determinar los supuestos sobre la composición del stock para los VPA de la población de origen. Se utilizaron las siguientes normas al determinar la composición del stock para aportar información a este modelo y las estimaciones resultantes se muestran en la **Figura 11**:

- i) Si los datos sugieren diferencias anuales en la proporción de peces originarios del este, las estimaciones variables en el tiempo de la composición del stock se proponen por flota.
- ii) Se propone utilizar las estimaciones multianuales de la proporción de peces del este para los años sin datos o tamaños de muestra inferiores a 14 (basándose en el tamaño de muestra mínimo necesario para detectar una diferencia entre 0,7 y 0,3).
- iii) Considerando algunas anomalías aparentes, la mediana de las proporciones entre las muestras agregadas se utilizó para determinar la composición del stock por flota.

3.7 Otros datos

No se presentó información.

4 Métodos relevantes para la evaluación de stock

La evaluación de stock de 2017 se llevó a cabo para los dos stocks de atún rojo del Atlántico. Además de las importantes revisiones de datos pesqueros históricos, nuevas series de abundancia relativa independientes de la pesquería y nueva información sobre el ciclo vital, se aplicaron a ambos stocks una amplia gama de modelos, lo que incluye configuraciones revisadas de análisis de población virtual (VPA), estadístico de captura por talla, estadístico de captura por edad y otros modelos de evaluación integrados. De estos, los únicos modelos que se considera que han progresado lo suficiente al final de la reunión para ser considerados como base del asesoramiento en materia de ordenación fueron las aplicaciones del VPA para el stock oriental (Sección 4.1) y las aplicaciones del VPA y el Stock Synthesis para el stock occidental (Sección 4.2). Las especificaciones para el resto de modelos se presentan conjuntamente en la sección 4.3.

4.1 Métodos – Este

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

Se utilizó una configuración revisada del software VPA-2Box (Porch *et al.*, 2001 disponible en el catálogo de software de ICCAT: <https://github.com/ICCAT/software/wiki/2.10-VPA2Box>). En evaluaciones anteriores, el enfoque era empezar desde la última evaluación y hacer modificaciones de manera progresiva, paso por paso.

Dado el gran número de cambios en los datos de entrada, la revisión de los datos de Tarea I y Tarea II, la revisión de los índices del tamaño del stock y la longitud de las series temporales, como consecuencia de diversas reuniones de preparación de datos, dicho enfoque progresivo resultaba poco práctico y no se llevó a cabo un ensayo de continuidad. En este contexto, el GBYP ha sido extremadamente útil a la hora de recuperar los datos y ponerlos a disposición del grupo, especialmente los relacionados con la composición por tallas (SCRS/2017/166).

Se llevó a cabo un análisis exploratorio del conjunto de datos de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo preparado para el análisis de población virtual en el documento SCRS/2017/123. Estos datos incluyen la captura por edad de todo el stock, la captura por unidad de esfuerzo y sus capturas parciales. El análisis exploraba las correlaciones y los conflictos entre las series de CPUE, los patrones de selección de las principales flotas y la mortalidad por pesca de las edades terminales, el principal parámetro estimado por el VPA. El análisis se utilizó para ayudar a desarrollar escenarios para utilizarlos en la evaluación.

Los modelos de evaluación de stock son vulnerables a observaciones anormales (datos atípicos), que podrían dar lugar a estimaciones sesgadas de los parámetros, a una subestimación de la incertidumbre y a una capacidad pobre de predicción. Por lo tanto, deberían identificarse los puntos influyentes y explorarse su impacto. El SCRS/2017/104 y el SCRS/2017/124 presentaban, por tanto, una verificación cruzada de la evaluación del análisis de población virtual del Atlántico este y el Mediterráneo para demostrar cómo estimar el sesgo y validar los escenarios de la evaluación de stock.

Antes de la reunión de evaluación de stock, se exploró una amplia gama de opciones y parámetros, como probar diferentes escenarios (SCRS/2017/168) para la ratio entre la mortalidad por pesca en el grupo plus y la mortalidad por pesca de la última edad verdadera (F_{ratio}), el número de años y las penalizaciones a la fuerza del reclutamiento y la vulnerabilidad, así como la consideración de la escalación de la varianza de los índices del tamaño del stock. Se probaron dos métodos para calcular los pesos medios por edad (WAA): i) basado en la curva de crecimiento y ii) dividiendo la captura por edad total en peso entre la captura por edad total en número. Ambos enfoques produjeron WAA fuertemente decrecientes en el grupo plus (10+). Esto dio como resultado demasiados modelos para comparar entre sí. Para reducir el número de ensayos, se realizó una primera selección excluyendo los inadecuados. Los modelos se consideraron inadecuados si proporcionaban una mediana de la SSB para la serie temporal que fuera excesivamente elevada (> 500.000 t), si los patrones retrospectivos de las SSB eran demasiado severos y si los diagnósticos del modelo eran pobres. Los mejores de entre los modelos restantes se clasificaron conforme al criterio de información de Akaike (AIC). Sin embargo, se indicó que el proceso de selección de los modelos no puede basarse en el AIC si se cambian, entre los ensayos, las limitaciones o los datos. No obstante, los resultados proporcionaron una orientación útil para las posteriores formulaciones desarrolladas durante la reunión.

Los parámetros de entrada del modelo utilizados en el análisis descrito a continuación se resumen en la **Tabla 1**.

Los índices de abundancia del stock fueron los acordados en la reunión de preparación de datos de marzo de 2017 (**Tabla 7**):

1. 'MOR_SP_TP', combinado almadrabas Marruecos – UE-España para 1981-2011
2. 'MOR_POR_TP', combinado almadrabas Marruecos – UE-Portugal para 2012-2015
3. 'JPN_LL_EastMed', palangre japonés en el Este y el Mediterráneo para 1975-2009
4. 'JPN_LL1_NEA', palangre japonés en el Atlántico nororiental para 1990-2009
5. 'JPN_LL2_NEA', palangre japonés en el Atlántico nororiental para 2010-2015
6. 'SP_BB1', cebo vivo de UE-España para 1952-2006
7. 'SP_BB2', cebo vivo de UE-Francia y UE-España para 2007-2014
8. 'FR_AER', prospección aérea francesa para 2000-2003, 2009-2012 y 2014-2015
9. 'WMED_LARV', índice larvario en el Mediterráneo occidental para 2001-2005 y 2012-2015

El índice de la prospección aérea francesa está basado en el número de bancos observado teniendo en cuenta la detectabilidad de los diversos tamaños de bancos. Aunque se ha consignado el número de bancos pequeños, medianos y grandes, no se conoce el tamaño real de lo que es un banco pequeño, mediano o grande en un año determinado. Observando que las proporciones de los diversos tamaños de bancos diferían entre el primer periodo y los dos siguientes, el Grupo decidió tratar el primer periodo (2000-2003) como un índice separado (FR_AER1 y FR_AER2).

El Grupo indicó que la profundidad muestreada con los remolques oblicuos de plancton para la prospección de larvas había cambiado de 69 m en el primer periodo (2001 a 2005) a 24-32 m dependiendo del año en el segundo periodo (2012 a 2015). Los autores explicaron al Grupo por correspondencia cómo se había estandarizado el índice para tener en cuenta el cambio en la profundidad. Continuaba existiendo inquietud respecto a si las series deberían separarse, sin embargo, el Grupo decidió utilizarlo como una única serie.

Se aplicó una limitación de 3 años a la vulnerabilidad ($stdev=0,4$, véase el documento SCRS/2017/168) y ninguna limitación al reclutamiento ni a la relación stock-reclutamiento (para más detalles sobre el VPA2-BOX, está disponible un manual en: <https://github.com/ICCAT/software/wiki/2.10-VPA2Box>). Todos los índices de CPUE que pertenecían a la misma clase de arte fueron ponderados igualmente, mientras que las series de cada prospección independiente de la pesquería fueron ponderadas por separado. Se estimó la F del año terminal para las edades 1 a 9. Se estimaron las ratios de F para 1968-1980, 1981-1995, 1996-2007 y 2008-2015. Los periodos se decidieron basándose en las tendencias de las ratios de F estimadas como un desarrollo aleatorio (ensayos 1-11 en la **Tabla 8**), lo que parecía coherente con las expectativas basadas en los grandes cambios en la reglamentación y en otros desarrollos de la pesquería.

Los archivos de entrada y de salida del caso base del VPA se incluyen como **Apéndice 5** (no incluido en este informe).

En la **Tabla 8** se presenta una breve descripción de los ensayos principales realizados durante la reunión.

4.2 Métodos – Oeste

4.2.1 Especificaciones del VPA aplicado al Atlántico occidental

Para la evaluación se utilizó una configuración revisada del VPA-2Box (Porch *et al.* 2001, disponible en el catálogo de software de ICCAT: <https://github.com/ICCAT/software/wiki>). Se actualizó una configuración de continuidad del ensayo de VPA-2Box de la evaluación de 2014 con datos pesqueros y de las prospecciones hasta 2015 (SCRS/2017/173). El rango de edad, 1-16+, se mantuvo para la configuración del caso base. De manera coherente con las decisiones tomadas en la reunión de preparación de datos, los principales cambios para la evaluación de 2017 incluyen:

- El supuesto de mortalidad natural (M) fue revisado pasando de una tasa instantánea constante de $M = 0,14$ a una tasa variable con la edad derivada del método Lorenzen escalado a $M=0,1$ en las edades más elevadas. Esta decisión estaba respaldada por un análisis de los datos de marcado-recuperación (SCRS/2017/083);
- Se asumieron dos escenarios de reproducción por edad para representar la fracción de cada clase de edad que desova para el stock occidental; jóvenes (el 25% desova a la edad 3, el 50% desova a la edad 4, el 100% desova a las edades 5+, como en el stock de atún rojo oriental) y mayores (función logística con el 0% desovando a la edad 5, el 50% desova a la edad 10 y el 100% desova a la edad 15), basándose en la distribución por edad en el golfo de México (SCRS/2017/164).
- Las estimaciones de captura por edad fueron revisadas sustancialmente, con la nueva curva de crecimiento (Ailloud *et al.* 2017), y con los nuevos datos de Tarea I (captura total) y Tarea II (composición por edades y tallas).
- El año de inicio de la evaluación pasó también de 1970 a 1974 porque existen muestras limitadas de composición por tallas antes de 1974.
- Los índices canadienses de caña y carrete 'CAN_GSL' y 'CAN_SWNS' fueron combinados para formar una única serie de CPUE canadiense ('CAN_Combined_RR') 1984-2015;
- El índice de palangre japonés en el Atlántico occidental al oeste de 45°W se separó en dos series, 1976-2009 'JPN_LL' y 2010-2015 'JPN_LL_RECENT', y la captura por edad parcial se revisó para reflejar los cambios recientes en la selectividad;
- La prospección acústica de Canadá se incluyó como índice, 'CAN_GSL_Acoustic' 1994-2015; y
- Rangos de edad revisados para calibrar los índices.

Se utilizaron los siguientes índices de abundancia relativa para calibrar el VPA, tal y como se acordó en la reunión de preparación de datos de 2017 (**Tabla 9**):

- 'Larval Survey', prospección de larvas del golfo de México, 1977-2015
- 'CAN_GSL_Acoustic', prospección acústica canadiense en el golfo de San Lorenzo, 1994-2015
- 'CAN_Combined_RR' (GSL y SWNS), índice canadiense combinado de peces grandes para el golfo de San Lorenzo y Nueva Escocia sudoccidental, 1984 - 2015

- ‘US_RR_66_114’, caña y carrete de Estados Unidos de peces de 66-114cm, 1993-2015
- ‘US_RR_115_144’, caña y carrete de Estados Unidos de peces de 115-144cm, 1993-2015
- ‘US_RR<145’, caña y carrete de Estados Unidos de peces de <145cm, 1980-1992
- ‘US_RR>195’, caña y carrete de Estados Unidos de peces de >195cm, 1983-1992
- ‘US_RR>177’, caña y carrete de Estados Unidos de peces de más de 177cm
- ‘JPN_LL’, palangre japonés en el Atlántico occidental al oeste de 45°W, 1976-2009
- ‘JPN_LL_RECENT’, palangre japonés en el Atlántico occidental al oeste de 45°W, 2010-2015
- ‘JPN_LL_GOM’, palangre japonés en el golfo de México, 1974-1981
- ‘US_LL_GOM’ palangre pelágico de Estados Unidos en el golfo de México, 1992-2015

Se consideraron muchas configuraciones exploratorias, incluida la captura por edad alternativa derivada de las claves edad-talla, la capturabilidad variable en el tiempo de los índices de la zona del Atlántico occidental, las ponderaciones estadísticas relativas de los índices, la tasa de mortalidad por pesca de la edad 16+ en relación con la edad 15 (ratios de F), la selectividad que varía en el tiempo del palangre japonés en el Atlántico occidental para 2010-2015, una penalización de los cambios en la vulnerabilidad para los 3 últimos años, un grupo de edad mayor más joven (edad 10+) y valores iniciales alternativos para la solución iterativa. Los resultados del VPA eran un poco sensibles a la estimación de los ratios de F, pero los ratios estimados no estaban bien determinadas. Tras considerar y comparar las estimaciones de ratios de F del SS3, los ratios de F del VPA se fijaron en 1 para el caso base. Los resultados eran relativamente insensibles a la edad del grupo plus (10+ o 16+) excepto para las estimaciones de los 70. Los resultados eran relativamente insensibles a la penalización de la vulnerabilidad y a los enfoques alternativos para modelar la selectividad del índice JPN_LL_RECENT. Las estimaciones absolutas del tamaño del stock variaban entre las exploraciones, pero las tendencias generales eran constantes (**Figura 12**). Se seleccionó el ensayo 30 como caso base del modelo en base a los diagnósticos de todos los análisis exploratorios y a otros modelos de estimación.

Las estimaciones revisadas de la captura por edad basadas en una clave edad-talla que combina hacia delante e inversa (SCRS/2017/179) no hacían un seguimiento adecuado de las cohortes para respaldar el supuesto del VPA de que no existía un error de medición en la captura por edad.

Con algunas tendencias contradictorias entre los índices, los resultados del VPA eran sensibles a la ponderación estadística de los índices. Se consideró que las tendencias recientes contradictorias en la CPUE canadiense respecto a la CPUE de caña y carrete de Estados Unidos de peces grandes (US_RR>177) reflejaban un cambio en la distribución desde aguas de Estados Unidos a aguas canadienses, y se exploraron diversas revisiones del modelo para resolver el conflicto: i) se exploró la capturabilidad variable en el tiempo para los índices del Atlántico occidental, ii) se exploraron también índices ajustados en la zona del Atlántico occidental para tener en cuenta su relación con la Oscilación Multidecadal del Atlántico (OMA) y iii) varios enfoques alternativos para la ponderación de los índices.

El Grupo decidió, para el modelo final del VPA para el atún rojo del oeste: i) excluir el índice de CPUE de Canadá (CAN_Combined_RR) y el índice de caña y carrete de Estados Unidos de peces grandes (US_RR>177), ii) ponderar los dos índices independientes de la pesquería de acuerdo con su CV de entrada (con un CV mínimo de 0,3) y las series de CPUE de la pesquería por su CV de entrada además de por un término de varianza adicional estimado en el VPA para tener en cuenta el error de proceso adicional. Los índices CAN_Combined_RR y US_RR>177 fueron eliminados finalmente porque indicaban tendencias opuestas y se consideró que eran los índices más sensibles a la hipótesis de un cambio en la distribución espacial de los peces.

4.2.2 Especificaciones del Stock Synthesis aplicado al Atlántico occidental

Se desarrolló una aplicación de Stock Synthesis (SS3) para el atún rojo del Atlántico occidental con la captura de 1951-2015 (asumiendo que no tenía errores de medición) de trece flotas (JAPAN_LL, USA_CAN_PSF, USA_CAN_PSF, USA_TRAP, USA_CAN_HARPOON, USA_RRFB, USA_RRFS, OTHER_ATL_LL, CAN_HOOKLINE, GOM_LL_US_MEX, JLL_GOM, CAN_TRAP, CAN_GSL1). La estructura de la flota y los datos de entrada siguen el documento SCRS/2017/166, con algunas modificaciones para lograr flotas homogéneas y datos de composición similares. La serie de almadrabas US_CAN fue separada, la de cerco US_CAN fue separada entre PS-FS (<145 cm SFL) y PS_FB (>145 cm SFL), y la de US_RR fue separada entre RR-FS (<145 cm SFL) y RR_FB (>145 cm SFL).

El modelo SS se ajustó a once índices del tamaño del stock: IND1_JPN_LL, IDX2_US_RR_66_114, IDX3_US_RR_115_144, IDX4_US_RR<145, IDX5_US_RR>177, IDX6_US_RR>195, IDX7_US_LL_GOM, IDX8_JPN_LL_GOM, IDX9_CAN_Combined_RR, IDX10_Larval_Survey, IDX11_JPN_LL_Recent, y IDX12_CAN_GSL_ACOUSTIC (véase la **Tabla 9**) asumiendo un error lognormal con un CV de 0,2 para cada valor del índice en cada año. Se asumió, de forma general, que las selectividades de los índices eran idénticas a sus flotas respectivas excepto varios índices específicos de la talla (por ejemplo, US_RR_115_144), en los que los parámetros de selectividad se fijaron para seleccionar solo entre estos rangos de talla.

Se introdujeron los datos de talla de 1955-2015 asumiendo distribuciones multinomiales con una ponderación iterativa del tamaño de la muestra efectivo, y observaciones de edad-talla de 1975-2015 asumiendo un CV del error de determinación de la edad de 0,1 (Busawon *et al.* 2015). Durante la reunión, se planteó la inquietud de que los otolitos podrían dar lugar a una estimación de la edad sesgada hacia arriba debido a la falsa banda de las edades jóvenes. Se obtuvo un vector revisado de error de la determinación de la edad y del sesgo en la determinación de la edad basándose en lecturas emparejadas de otolitos-espinas y se utilizó para tener en cuenta el sesgo en la determinación de la edad.

Edad	0,58	1,86	2,79	3,82	5,10	5,93	7,31	8,83	8,50	9,50	
	10,50	11,50	12,50	13,50	14,50	15,50	16,50	17,50	18,50	19,50	
	20,50	21,50	22,50	23,50	24,50	25,50	26,50	27,50	28,50	29,50	
	30,50	31,50	32,50	33,50	34,50						
SE	0,14	0,41	0,54	0,62	0,73	0,75	0,89	1,07	1,09	1,14	1,22
	1,34	1,52	1,85	2,04	1,76	1,66	1,44	1,53	2,20	2,31	2,43
	2,54	2,65	2,77	2,88	2,99	3,10	3,22	3,33	3,44	3,56	3,67
	3,78	3,89									

Inicialmente, la talla por edad se introdujo con un CV como una función de la edad, pero se cambió a una función de talla durante la reunión para que se correspondiera más estrechamente con los supuestos de crecimiento de Ailloud *et al.* (2017).

El modelo SS inicial tenía 93 parámetros estimados. El modelo final estima parámetros debido a la inclusión de bloques temporales en la selectividad y coeficientes en la relación de la AMO con la capturabilidad. La selectividad basada en la talla se estimó como una función logística para algunas flotas (CAN_HL, GOM_LL_US_MEX, JLL_GOM, CAN_TRAP, US_CAN_HARPOON, OTH_ATL_LL) y como funciones dobles normales para el resto de las flotas (JPN_LL, US_CAN_PSFs, US_CAN_PSFb, US_TRAP, US_RRFB, US_RRFS). Se asumió que la selectividad de la prospección acústica de CAN_GSL era la misma que la de las pesquerías CAN_GSL1 del inicio debido a la disponibilidad similar. En algunos casos, se arreglaron parámetros muy correlacionados para evitar correlaciones elevadas entre los parámetros de la selectividad normal doble.

Se asumió un stock "casi virgen" para 1950, con una estimación de la mortalidad por pesca en el primer año procedente de dos flotas (SA_CAN_HARPOON y USA_TRAP). Se asumió una función stock reclutamiento de Beverton-Holt y las desviaciones del reclutamiento anual se estimaron desde 1961 a 2015 con un ajuste del sesgo para la retro-transformación de las desviaciones del reclutamiento estimadas en la escala logarítmica a reclutamiento en la escala aritmética. El ajuste del sesgo aumenta de acuerdo con la cantidad de información en los datos para estimar el reclutamiento por lo que los años con buenos datos tienen un gran ajuste del sesgo y los años sin buenos datos tienen menos (Methot y Taylor, 2011).

Se estimó el crecimiento internamente con una función Richards y se estimó que era similar a Ailloud *et al.* (2017). Se asumió que la tasa de mortalidad natural (M) era de 0,1 para la edad 20, escalada con una función de crecimiento Lorenzen. Se asumieron dos escenarios de reproducción por edad para representar el escenario de reproducción asumido para el stock oriental: más jóvenes (el 25% desova a la edad 3, el 50% desova a la edad 4, el 100% desova a las edades 5+) y más mayores (curva logística con el 0% desovando a la edad 5, el 50% desova a la edad 10 y el 100% desova a la edad 15), basándose en la distribución por edad en el golfo de México (SCRS/2017/164). Se estimó que la inclinación h era 0,55 (reproductores más mayores) y 0,47 (reproductores más jóvenes).

De forma similar al VPA, se produjo un ajuste pobre a algunos índices de CPUE (por ejemplo, todos los valores residuales positivos de IDX9_CAN_Combined_RR 2003-2015 y todos los valores residuales negativos de IDX5_US_RR>177 2005-2015) y a la serie temporal reciente de los datos de composición de JPN_LL (2010-2015). Los insuficientes datos de composición en el primer periodo durante los picos de capturas dieron lugar a CV altos en los reclutamientos estimados.

Se exploraron varias configuraciones alternativas de SS para investigar supuestos alternativos de M, enfoques alternativos para estimar la selectividad de JPN_LL, IDX2_US_RR_66_114, IDX3_US_RR_115_144, USRRFS y CAN_HOOKLINE, el añadido del índice de Brasil JLL, la inclusión de la AMO como una covariable para aportar información a la capturabilidad variable en el tiempo (véase Schirripa *et al.* 2017) y enfoques alternativos para estimar el reclutamiento (incluida una prueba de cambio de régimen y no limitada de una relación stock-reclutamiento).

Los perfiles de verosimilitud condicional sugieren que los datos son coherentes con un rango de $M=0,05$ a $M=0,1$ y con un rango relativamente estrecho de inclinación ($h\sim 0,55$ a $0,6$), pero los datos de composición por tallas son más coherentes con un valor menor de h y los datos de composición por edades son más coherentes con un valor mayor de h .

Los ensayos 8 (reproductores mayores) y 9 (reproductores más jóvenes) fueron seleccionados como casos base de los modelos basándose en los diagnósticos de todos los análisis exploratorios y en las comparaciones con los resultados de otros modelos.

4.3 Otros métodos

4.3.1 Evaluaciones alternativas de los stocks occidental y oriental (sin mezcla)

Se ejecutaron también Stock Synthesis 3, ASAP 3, SAM y SCAL utilizando los mismos datos o muy similares.

Se desarrollaron aplicaciones de SS3 para los stocks de atún rojo del Atlántico oeste (SCRS/2017/176) y del Atlántico este y Mediterráneo (SCRS/2017/175). Ambos conjuntos de modelos fueron considerablemente alterados durante la reunión. El modelo SS3 para el stock occidental se consideró lo suficientemente avanzado hacia el final de la reunión para ser potencialmente utilizado junto con el VPA como base principal para el asesoramiento de ordenación y se describe en detalle en la sección 4.2.2. Por el contrario, algunos problemas relacionados con el modelo SS3 para el stock oriental seguían pendientes hacia el final de la reunión y el Grupo permanecía indeciso sobre si utilizar los resultados como base principal para el asesoramiento de ordenación. Por consiguiente, en esta sección se incluye la descripción de la aplicación al stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo.

La aplicación SS3 para el stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo (SCRS/2017/175) surgió de una exploración anterior detallada en Irie y Takeuchi (2015). Incluye datos de captura para los años 1950-2015 (se asume que no tienen errores de medición) de quince flotas (Baitboat 1 1952-2006, Baitboat 2 2007-2014, LL Japan EastMed 1960's-2009, LL Japan NEA1 1990-2009, LL Japan NEA2 2010-2015, Other LL 1950-2015, PS-Norway 1950-1981, PS Croatia 1990-2015, PS FRANCE_SPAIN 1970-2015, PS Other 1951-2015, PS Inflated 1995-2006, Trap Morocco_Spain 1951-2011, Trap Morocco_Portugal 2012-2015, Trap Other 1951-2015, y Other 1951-2015). El modelo SS3 se ajustó a los índices de abundancia (SP_BB1 1952-2006, SP_BB2 2007-2014, JPN_LL_EastMed 1975-2009, JPN_LL1_NEA 1990-2009, JPN_LL2_NEA 2010-2015, MOR_SP_TP 1981-2011, MOR_POR_TP 2012-2015, WMED_LARV 2001-2015 con una laguna en 2006-2011, FR_AER1 2001-2003 y FR_AER2 2009-2015 con una laguna en 2013) asumiendo un error lognormal con $CV=0,4$ para las prospecciones aéreas y de larvas y $CV=0,2$ para todos los demás índices. El modelo SS3 se ajustó a los datos de frecuencias de tallas de 1951-2015 asumiendo distribuciones multinomiales con un rango de tamaños de muestra efectivos, y observaciones de edad-talla de 1984-2015, ajustadas a la talla por edad predicha de acuerdo con los parámetros de crecimiento de Cort (1991) y asumiendo un CV de 0,1 a la edad 0, descendiendo hasta $CV=0,06$ a la edad 25+.

La selectividad basada en la talla se estimó como una función spline para PS y BB, doble normal para LL y logística para Almadrabas y Otros. Se asumió una función stock reclutamiento de Beverton-Holt, con la inclinación fijada ($h=0,9$) y se estimaron las desviaciones del reclutamiento anual desde 1951 a 2014. Se asumió que M era 0,1 para la edad 20, escalada con una función de crecimiento Lorenzen. Se asumió que el escenario de reproductores por edad para el stock oriental (25% de reproductores a la edad 3, 50% de reproductores a la edad 4 y 100% de reproductores a las edades 5+). El caso base del modelo (ensayo 60) incluía datos condicionales de edad por talla. Se intentó una configuración alternativa con tres periodos de selectividad para el cerco de la UE (Francia y España) (1950-1993, 1994-2006, 2007-2014), pero no convergía a menos que los datos condicionales de edad por talla fueran eliminados de la verosimilitud.

El documento SCRS/2017/182 aplicaba la metodología estadística de captura por talla (SCAL) de Butterworth y Rademeyer (2017) a la captura, al índice de abundancia y a los datos de proporciones por talla disponibles para las zonas de atún rojo del Atlántico occidental y oriental norte. Los resultados se actualizaron durante la reunión en un intento de que fueran lo más comparables posible a los grupos de pesquerías y a los bloques de selectividad tal y como se especificó (y reespecificó) a medida que la reunión progresaba para las correspondientes evaluaciones de SS3. Especificar funciones de selectividad que dieran resultados satisfactorios que fueran razonablemente compatibles con los datos fue muy difícil, especialmente para la zona oriental, como resultado (en parte) de las incoherencias tanto dentro como entre los índices de abundancia y la información de captura por talla. Para la zona occidental, los resultados SCAL eran ampliamente coherentes con los ensayos comparables de SS, particularmente después de aproximadamente 1990, aunque tendían a presentar menos variabilidad en el reclutamiento anual. Este último resultado no es sorprendente, ya que, disponiendo solo de información de tallas, las cohortes adyacentes tienden a enmascararse alisándose juntas cuando se estiman sus fuerzas relativas. Estos análisis SCAL indicaron también que era poco probable que los datos pudieran distinguir de forma apreciable diferentes supuestos sobre la relación biomasa reproductora-reclutamiento. Para las evaluaciones de la zona oriental, el acuerdo no era tan estrecho (y la convergencia adecuada podría no haberse logrado en el tiempo disponible), y la biomasa reproductora tendía a ser más elevada en términos absolutos para el SCAL en comparación con el SS3, aunque las tendencias en el reclutamiento estimado por los dos enfoques eran muy similares.

Estos análisis del este sugerían que algunos de los datos disponibles podrían tener insuficiente contenido de información para estimar la biomasa de forma fiable en términos absolutos.

El documento SCRS/2017/153 presentaba los resultados de ASAP para el Atlántico occidental, ejecutado en primer lugar con los datos de la evaluación del stock de 2014 para las edades 1 a 16+ desde 1970 a 2013 (ensayo 4). Las tendencias de la SSB, el reclutamiento y la mortalidad por pesca eran similares a las estimadas por el caso base del VPA en 2014. Incorporar la nueva captura por edad producía una tendencia de la SSB diferente cuando se utilizaban los índices del tamaño del stock de 2014 (ensayo 6) o actualizados (ensayo 7) (**Figura 13**). Posteriormente, se utilizaron la nueva captura por edad, los pesos por edad y los índices del tamaño del stock para ampliar los análisis a 1960 y 1950 (**Figura 14**, ensayos 8 y 9). Ampliarlos a 1960 daba como resultado una SSB inicial muy elevada con una tendencia descendente que se solapaba con las estimaciones de SSB de los análisis que empezaban en 1970. Sin embargo, ampliar los análisis hasta 1950 (ensayo 9) daba como resultado una biomasa inicial sustancialmente inferior que permanecía baja en los otros dos análisis (ensayos 7 y 8) hasta finales de los ochenta, cuando las estimaciones de la SSB eran similares para los tres análisis. Mientras que los ensayos que empezaban en 1960 y 1970 daban lugar a unas SSB relativamente elevadas, las biomásas explotables (es decir, la biomasa total por la selectividad) eran muy similares independientemente del año de inicio. El problema de las SSB altas cuando empezaban en 1960 o 1970 se solucionó estableciendo $\lambda=1$ en los números iniciales y usando un CV bajo $\approx 0,1$. Esta solución se aplicó en primer lugar al atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo y se presentó al Grupo para su comparación con los resultados del VPA. Posteriormente, esta solución se aplicó al atún rojo del Atlántico oeste pero no hubo tiempo suficiente para que el grupo considerara los resultados.

La configuración para el Atlántico este y el Mediterráneo era similar a la del Atlántico oeste: edades 1 a 16+, captura por edad para una única flota de 1950 a 2015, y los mismos parámetros biológicos acordados en la reunión de preparación de datos de 2017 para M y la fracción de reproductores. Los pesos por edad procedían de la ratio del rendimiento total en masa en relación con el total capturado en número. Se utilizaron los mismos índices del tamaño del stock que en el VPA. Los ajustes a los índices del stock eran similares a los del VPA, pero los de las proporciones por edad podrían mejorarse con un mejor ajuste de los bloques de selectividad. Las tendencias en la SSB con todos los índices incluidos eran cercanas a las del VPA desde principios de los 80 en adelante y casi idénticas para 2007-2015. Tras las discusiones sobre la influencia del índice larval y la prospección aérea francesa en los resultados globales, se realizó un ensayo sin el índice larval y uno con ambos índices separados en dos periodos. Ambos dieron como resultado una SSB muy inferior, siendo las estimaciones de la SSB más bajas las del ensayo en el que se separaron los dos índices (**Figura 15**). Curiosamente, aunque el índice larval es un índice de SSB, utilizarlo en la calibración produce, como en el VPA, diversas clases anuales relativamente más fuertes después de 2003. Eliminar el índice larval de la calibración reduce considerablemente el tamaño de las clases anuales desde 2003 (**Figura 16**).

Se utilizó un modelo de evaluación de estado espacio (SAM) para evaluar mejor el impacto de la incertidumbre en el asesoramiento derivado de la evaluación para la población del Atlántico este y el Mediterráneo (SCRS /20174/146). El SAM utiliza los mismos conjuntos de datos que el VPA, permite que procesos como la selectividad evolucionen gradualmente en el tiempo y tiene menos parámetros que los modelos de evaluación estadísticos totalmente parametrizados (como SS, SCAL y ASAP). Separa el error de proceso y el error de

medición, y las cantidades como el reclutamiento y la mortalidad por pesca se modelan como efectos aleatorios, y el procedimiento de proyección es una parte integral de la evaluación más que un procedimiento separado. El SAM permite aplicar también una variedad de procedimientos de validación. La intención de utilizar el SAM no era proporcionar una evaluación alternativa al VPA, sino ayudar a identificar el impacto de la incertidumbre en el asesoramiento y proponer posibles soluciones que podrían probarse mediante simulación utilizando la MSE.

4.3.2 Modelos de producción Solapamiento VPA-2Box, VPA de población de origen

Se revisaron los datos de entrada de las evaluaciones de stock más recientes de las pesquerías de atún rojo del Atlántico para tener en cuenta las estimaciones de composición de stock (SCRS/2017/174). Se compararon las evaluaciones de las pesquerías del este y el oeste con las evaluaciones de los peces de origen oriental y de origen occidental para evaluar la sensibilidad de los resultados a la mezcla del stock, así como para mostrar un enfoque práctico de las evaluaciones operativas para tener en cuenta la mezcla del stock. En general, las estimaciones del tamaño del stock y de la mortalidad por pesca obtenidas a partir del VPA para el atún rojo Atlántico de origen occidental y de origen oriental fueron similares a las estimaciones de ICCAT de 2014 basadas en pesquerías de stock mezclados del Atlántico occidental y oriental, pero las estimaciones VPA occidentales fueron más sensibles al supuesto de no mezcla del stock que las estimaciones VPA orientales. Se revisó el análisis para aplicar todos los datos disponibles sobre composición de stock.

En el documento SCRS/2017/177 se desarrolló un modelo de simulación para representar la dinámica espacial del atún rojo del Atlántico y para probar el funcionamiento de modelos de evaluación de stock alternativos. Se condicionó un marco de simulación, desarrollado previamente para explorar el modo en que la mezcla del stock afecta al recurso y a las pesquerías en función de la información disponible para el atún rojo del Atlántico, y se utilizó para generar pseudo datos con las mismas propiedades que la información disponible para la evaluación de stock. El marco analítico fue un modelo estocástico, estructurado por edad, de solapamiento de stock estacional y espacialmente explícito con movimiento de atún de origen oriental y occidental e información de telemetría independiente de la pesquería. El modelo operativo fue condicionado con abundancia por edad de 1970, abundancia de edad 1 1970-2013 y mortalidad por pesca por edad de las evaluaciones de stock de ICCAT de 2014, que se modificaron para reflejar las decisiones de la reunión de preparación de datos de 2017.

En el documento SCRS/2017/178 se realizó una simulación para probar el rendimiento del VPA a la hora de evaluar stocks mezclados de atún rojo del Atlántico. Se generaron pseudo-datos con patrones típicos, cantidad y calidad de los datos disponibles para la evaluación más reciente de stock de atún rojo del Atlántico utilizando el marco del modelo operativo descrito en el documento SCRS/2017/177. Se evaluaron stocks orientales y occidentales separados utilizando VPA-2BOX como el modelo de estimación, y se evaluó el rendimiento del modelo mediante la comparación de los resultados de las diferentes simulaciones con las perspectivas del stock y de la población del modelo operativo. El modelo de estimación fue sensible al error de proceso (es decir, mezcla del stock) y al error de medición, sesgando las estimaciones de biomasa del stock, reclutamiento y mortalidad por pesca apical. Los resultados sugieren que los análisis de población virtual separados de los stock oriental y occidental reflejan con precisión las tendencias generales del stock y la población, pero las estimaciones absolutas están considerablemente sesgadas y pueden dar lugar a un asesoramiento de ordenación engañoso si las simulaciones son realistas. Se revisarán el modelo operativo y los modelos de estimación para reflejar las decisiones tomadas en la sesión de evaluación del stock de atún rojo Atlántico de ICCAT de 2017.

Durante la reunión también se realizaron análisis en los que se examinaron las poblaciones oriental y occidental de forma simultánea usando el modelo de solapamiento de dos stocks en VPA-2BOX siguiendo los métodos descritos en Porch *et al.* 2001 y en el informe de evaluación de stock de atún rojo de ICCAT de 2008 (Anón. 2009). El enfoque asume que los dos stocks se superponen en el tiempo y el espacio, pero que el grado de solapamiento (proporción del stock que se mueve de una zona a otra) es constante en el tiempo y el espacio. Se asumió que el límite entre las dos áreas era 45 ° W. El VPA de solapamiento se ejecutó utilizando el caso base del VPA oriental (pero eliminando los años 1968-1973) y una versión del caso base occidental adaptado para la edad 10+ (el modelo de solapamiento requiere los mismos años y rango de edad). Los ensayos preliminares utilizaron datos de composición de stock (discutidos arriba) o datos de mercado convencional para estimar las tasas de mezcla. Los ensayos futuros también utilizarán datos de mercado electrónico, pero esto no se pudo hacer durante el taller debido a que la información que indica si el pescado marcado había sido capturado o no por la pesquería no se había incluido todavía en la base de datos disponible en el taller.

5 Resultados del estado del stock

Tal y como se debatió en la Sección 4 (Métodos), se llevaron a cabo evaluaciones de los stocks oriental y occidental por separado (sin mezcla), utilizando 5 marcos diferentes: VPA-2BOX, Stock Synthesis 3, ASAP 3, SAM y SCAL. Además, se utilizaron dos métodos para examinar los posibles efectos de la mezcla de stocks (basados en aplicaciones de VPA-2Box). Solo los VPA de un solo stock, y en el caso del stock occidental, Stock Synthesis, se consideraron suficientemente avanzados al final de la reunión para ser considerados como base para el asesoramiento sobre ordenación. Además, el Grupo solicitó que se presentasen varios análisis adicionales durante la próxima reunión del grupo de especies (27 a 29 de septiembre de 2017), que incluían un análisis que explique las razones para las diferencias entre los resultados del VPA y del SS3 para el stock occidental (SCRS/2017/186), un análisis detallado de la captura por talla y de los datos de composición de los diferentes modelos para buscar evidencias de los elevados reclutamientos recientes estimados para el stock oriental (SCRS/2017/187), actualizaciones del análisis de la mezcla de stocks de atún rojo (SCRS/2017/188 y SCRS/2017/190), así como un resumen no técnico de los principales cambios entre la síntesis del asesoramiento de las evaluaciones de stock de 2014 y 2017. Por consiguiente, el Grupo eligió aplazar el desarrollo de las recomendaciones de ordenación hasta la reunión del grupo de especies.

5.1 Estado del stock – Este

Durante la reunión se presentaron los resultados de cinco plataformas de evaluación de stock (VPA, Stock Synthesis, ASAP, SCAL y SAM). De estos, sólo el VPA se consideró suficientemente avanzado al final de la reunión para ser considerado como la base principal para el asesoramiento de ordenación para el stock oriental. Sin embargo, el Grupo expresó una preocupación considerable con respecto a la fiabilidad del VPA dado su supuesto de que la captura por edad se conoce exactamente, cuando, de hecho, la composición por tallas de muchas flotas del Mediterráneo y del Atlántico este ha estado mal caracterizada durante varios años antes de la implementación de las cámaras estereoscópicas en 2014. Por consiguiente, el grupo recomendó que se consideraran los otros cuatro modelos (SS, ASAP, SCAL y SAM) a la hora de desarrollar el asesoramiento científico en la reunión del grupo de especies de septiembre.

5.1.1 VPA

Diagnósticos VPA

Se examinaron los diagnósticos del modelo. Los ajustes a los índices de CPUE disponibles muestran alguna varianza en los valores predichos del modelo, sin embargo, no se observaron fuertes tendencias temporales en los valores residuales (**Figura 17**). Se llevó a cabo un análisis retrospectivo para el VPA remontándose a 2010 (**Figura 18**). Hay un alto grado de incoherencia retrospectiva en las estimaciones de reclutamiento, conforme al cual los niveles absolutos de reclutamiento cambian sustancialmente con la adición o eliminación de un único año de datos. Esta incoherencia es más pronunciada con la incorporación de los datos de 2015, haciendo que se estime ahora que las cohortes 2004-2007 son iguales y a menudo mayores que la cohorte 2003.

Los análisis de sensibilidad "jackknife" (eliminación de un índice de abundancia cada vez) mostraron en general tendencias similares, con algunas variaciones en el reclutamiento, la SSB y la F de los peces mayores (**Figura 19**). Las estimaciones de SSB y F10+ para los años 1990-2009 fueron más sensibles a la eliminación de la CPUE del palangre de Japón para el Atlántico este y Mediterráneo, de la CPUE de palangre de Japón en el Atlántico nordeste, y la CPUE combinada de almadraba Marruecos-UE-España, porque se trata de pesquerías con series temporales más largas y que se dirigen a los peces más grandes. La reciente tendencia de la SSB fue menos optimista sin el índice de prospección larvaria y más optimista sin la CPUE de palangre de Japón en Atlántico este y Mediterráneo o la CPUE histórica de la pesquería de cebo vivo española.

Resultados del VPA

Los resultados del caso base del VPA, que comienza en 1968, estiman que la SSB alcanzó un punto máximo con 350.000 t a mediados de los setenta, tras haberse incrementado inicialmente, a lo que siguió un descenso hasta 170.000 t en 1991 y se mantuvo en aproximadamente este valor hasta mediados de la década del 2000. Desde finales de la década del 2000, la SSB muestra un aumento substancial hasta 610.000 t en 2015 (**Figura 20**). También se estimó un incremento igualmente fuerte en la evaluación de 2014; la SSB 2013 se situaba en 650.000 t y en 510.000 t en las evaluaciones de 2014 y 2017, respectivamente. Sin embargo, al igual que en la evaluación del 2014, existe incertidumbre sobre la amplitud del reciente aumento de la SSB estimado por el VPA, según indican los resultados mostrados en la **Figura 19**.

El reclutamiento (edad 1) osciló entre 0,8 y 1,8 millones de peces hasta los ochenta, a lo que siguió un aumento constante hacia el "período de reclutamiento alto" a mediados de los noventa y mediados de la década de 2000, cuando el reclutamiento fluctuó entre 3 a 4,5 millones aproximadamente. El reclutamiento descendió de forma abrupta durante un breve periodo desde 2008 a 2010, pero volvió a experimentar un marcado incremento hasta alcanzar más 4 millones en 2012. Cabe señalar que no se mostraron las clases de los tres últimos años (2013-2015) porque el VPA no suele proporcionar estimaciones fiables de reclutamiento reciente debido a la limitada información sobre la fuerza de las clases anuales próximas y a las incertidumbres en los indicadores utilizados para hacer un seguimiento del reclutamiento. La evaluación de 2014 estimó clases anuales extraordinariamente grandes en 2004-2007. Se cuestionó la plausibilidad de esta estimación porque era mucho más grande que la estimación para la clase anual de 2003. En la evaluación actual, las estimaciones para las clases anuales 2004-2007 son aún muy grandes, pero más similares a la estimación para 2003. No obstante, persiste cierta preocupación debido al alto grado de incoherencia observado en estimaciones retrospectivas del reclutamiento, lo que sugiere que hay señales contradictorias en los datos en cuanto a la magnitud absoluta del reclutamiento reciente. En particular, cuando se incluyen los datos de 2015 el modelo estima clases anuales de 2004-2007 muy grandes que no son evidentes en retrospectivas previas. Dado que estos reclutamientos conforman gran parte de la base para las estimaciones muy altas de la SSB actual, los resultados del VPA se deben seguir interpretando con precaución.

Las tasas de mortalidad por pesca estimadas para las edades más jóvenes (es decir, F media para edades 2 a 5) presentaban un aumento continuo hasta finales de los noventa, y posteriormente presentaban un brusco descenso hasta alcanzar niveles muy bajos desde finales de la década de los 2000 (**Figura 20**). Este resultado no resulta sorprendente ya que la captura declarada en las edades 2 y 3 había descendido mucho (es decir, era aproximadamente un 10% o menos del nivel anterior a 2007) en los años más recientes como respuesta a las nuevas reglamentaciones sobre talla mínima implementadas en 2007. La tendencia de F en las edades jóvenes era similar a la de la evaluación de 2014. La mortalidad por pesca en las edades mayores (a saber, F en el grupo plus para las edades 10 y superiores) mostraba, en el ensayo del caso base, un descenso inicial desde 1968 hasta 1973, y una ligera fluctuación en torno a 0,06 a partir de entonces. Experimentó un marcado incremento en 1994 y siguió incrementándose hasta 2007 ($F_{10+}=0,55$). En este periodo (desde mediados de los noventa hasta mediados de los 2000) se produjo el nivel más alto de mortalidad por pesca en los peces más grandes. Desde 2008, se ha producido una rápida disminución en F_{10+} , tal y como se constató en evaluaciones anteriores, que está relacionada con la regulación, a saber, drástica reducción del TAC. La tendencia de F para los peces grandes fue similar a la de la evaluación de 2014, aunque el valor fue generalmente más elevado en la evaluación de 2017.

El Grupo también evaluó los resultados de un análisis de sensibilidad a los datos y parámetros utilizados para examinar algunos efectos potenciales de incertidumbres estructurales no consideradas en el caso base (**Figura 21**). Cambiar los ratios de F condujo a una percepción diferente del estado del stock, un resultado que también se había producido en evaluaciones previas. En general, todos los ensayos de sensibilidad estimaron una tendencia similar para el caso base con un aumento de la SSB en los últimos años, pero el ritmo y amplitud del aumento de la SSB siguen siendo sensibles a los supuestos técnicos, tales como los ratios de F y la mortalidad natural para edades mayores. La SSB estimada para el año pasado osciló entre 500.000 y 900.000 t. El caso de M igual a 0,07 para el grupo plus mostraba resultados más pesimistas con F elevadas, bajo reclutamiento y SSB baja. El ensayo que estimó los ratios de F usando un desarrollo aleatorio sin dividir la serie de prospección aérea francesa fue más optimista, dando lugar a la SSB del año final más elevada.

5.1.2 Otros modelos

Se compararon los resultados del VPA con los de otros modelos de evaluación, incluyendo Stock Synthesis 3 (SS3), ASAP y SCAL (**Figura 22**). La tendencia de la SSB y sus valores desde mediados de los ochenta fue generalmente similar en el ASAP y el VPA, aunque ASAP no mostraba el pico de mediados de los setenta estimado por el VPA. La SSB estimada mediante ASAP descendía desde 450.000 t en 1950 hasta 210.000 t en 1970, luego aumentaba ligeramente hasta 250.000 t a principios de los ochenta, a lo que seguía un lento descenso hasta 160.000 t en 2004. La SSB mostraba un fuerte aumento desde 2007 llegando a 660.000 t en 2015. Los valores de la SSB estimados mediante SS3 fueron inferiores a los de los otros y las tendencias no fueron similares excepto el reciente incremento desde 2007. Las estimaciones de la SSB de SS3 comenzaban con una SSB de 470.000 t en 1950, que se redujo hasta 65.000 t en 1968 y se mantuvo en torno a 100.000 t hasta mediados de la década de 2000 con un ligero aumento hasta 150.000 t a finales de los noventa. Al igual que los otros modelos, SS3 estimó que la SSB se incrementó pasando de 110.000 t en 2005 a 240.000 t en 2015.

La SSB estimada mediante una aplicación inicial de SCAL fue la más elevada de los resultados del modelo; la SSB comenzaba con 170.000 t en 1950 y siguió creciendo con pequeñas fluctuaciones hasta 2015 alcanzando las 910.000 t. En todos los modelos se observó un incremento de la SSB desde 2007, sin embargo, el ritmo y amplitud de este incremento presentaba diferencias en los diversos modelos.

En la comparación del reclutamiento estimado por los diferentes modelos, se observó un rasgo común en cuanto que el reclutamiento fue generalmente inferior a mediados de los ochenta y más elevado después (**Figura 23**). Las estimaciones de reclutamiento de SCAL eran superiores a las de otros modelos antes de mediados de los ochenta, pero a partir de entonces eran similares a otros modelos. SS3 mostró picos en 1994 y 2004 para la edad 1, mientras que SCAL mostró picos en 2003 y 2004. En el contexto en el que la clase anual de 2003 se ha considerado una clase anual fuerte, SS3 y SCAL captan bien este rasgo, mientras que VPA y ASAP también captan esta característica, pero muestran múltiples picos moderados. Se considera que estas diferencias se deben sobre todo a las diferencias en el modo de convertir la captura por talla en captura por edad. VPA y ASAP utilizan los mismos datos de captura por edad que se basan en el método de separación de cohortes con normas de sustitución para los datos que faltan. SS3 y SCAL son más flexibles que el VPA en lo que concierne al ajuste a los datos de talla reales y a la definición de grupos de flotas y no requieren las complejas normas de sustitución utilizadas para el VPA. El reclutamiento después de 2010 fue variable, probablemente debido a la baja fiabilidad de las estimaciones de reclutamiento en los últimos años, sobre todo porque no hubo suficiente información para las edades más jóvenes, ya que las capturas se fueron desplazando gradualmente a peces de mayor tamaño debido a los reglamentos y a la naturaleza de la pesquería.

El Grupo debatió la idoneidad de utilizar los resultados del caso base del VPA para establecer el estado del stock de EBFT. Incluso con la incorporación de importantes revisiones a los datos históricos de la pesquería, de nuevas series de abundancia relativa independientes de la pesquería y nueva información sobre ciclo vital, los resultados del VPA mostraban aún una inestabilidad considerable, tal y como indicaban los análisis retrospectivos y jackknife. Se consideró que esto se debía sobre todo a la continua mala calidad de los datos de captura y talla, particularmente en el pasado, así como al problema general de que la determinación de la edad utiliza el método de separación de cohortes. Varias cohortes podrían incluirse en una "franja" de cohortes de edades mayores. El Grupo trató de utilizar un método clave edad-talla en su lugar, pero los enfoques propuestos experimentaron dificultades debido a la escasez de datos. Los modelos estadísticos de captura por talla, como SS3 y SCAL, mostraron resultados muy diferentes, particularmente para el valor absoluto de la biomasa. Sin embargo, el Grupo consideró que las configuraciones para estos modelos requerían más trabajos y, por tanto, también consideró que sus resultados no eran más fiables que los del VPA. Dada la incertidumbre con respecto a la biomasa estimada, el Grupo consideró que no era aconsejable utilizar los resultados relacionados con la biomasa para evaluar el estado actual del stock y recomendó que no se incluyese un diagrama de Kobe en el Resumen Ejecutivo. Además, el Grupo consideró que el asesoramiento sobre captura basado en $F_{0.1}$ sería más robusto que el basado en F_{RMS} , que depende más de supuestos relacionados con el reclutamiento. Se observó que el TAC actual corresponde al rendimiento a largo plazo con $F_{0.1}$ bajo el escenario de bajo reclutamiento (19.410 t).

5.1.3 Resumen

Esta sección resume los resultados de los análisis descritos en las Secciones 5.1.1 y 5.1.2. Los archivos de entrada y de salida del caso base del VPA (ensayo 24) se incluyen como **Apéndice 6b** (no incluido en este informe). Los archivos de entrada y de salida del modelo SS3-eran demasiado voluminosos para incluirlos como apéndice y pueden obtenerse solicitándolos a la Secretaría de ICCAT. Los archivos de salida contienen una descripción completa de los resultados, 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 y las selectividades estimadas.

5.2 Estado del stock – Oeste

Dos plataformas de evaluación de stock (VPA y Stock Shynthesis, detalladas en la Sección 4.2) se consideraron lo suficientemente avanzadas en el momento de la conclusión de la reunión para que sean consideradas como base para el asesoramiento de ordenación para el stock occidental. Además, se presentaron otros dos modelos (ASAP y SCAL, detallados en la sección 4.3) que proporcionan perspectivas útiles.

5.2.1 VPA

Diagnósticos VPA

En general, los ajustes a los índices de abundancia para el caso base del VPA mejoraron en comparación con evaluaciones anteriores (**Figura 24**). La mejora se debió sobre todo a la exclusión de los índices de CPUE CAN_Combined_RR y US_RR > 177, que mostraban tendencias contradictorias para aproximadamente las mismas gamas que no pudieron ser resueltas por el modelo VPA. Tal y como se debate en la sección 4.2, se eliminaron los dos índices del caso base del modelo porque se consideró que las señales contradictorias eran en gran medida un reflejo de un desplazamiento percibido hacia el norte en la abundancia de atunes rojos grandes (menos disponibles para la pesquería de caña y carrete de Estados Unidos y más disponibles para las pesquerías canadienses). La inclusión de los dos índices también dio lugar a importantes tendencias temporales en los patrones residuales para estos y otros índices, lo que degradaba el rendimiento del modelo

Las estimaciones de biomasa reproductora 2015 sometidas a bootstrap y la actual pesca apical con respecto a $F_{0.1}$ sugirieron un sesgo relativamente pequeño en el nuevo caso base del VPA (la mediana de los bootstraps se acercaba a las estimaciones de valor, **Figura 25**). También se llevó a cabo un análisis retrospectivo para el ensayo del caso base eliminando secuencialmente los datos de entrada de captura y los índices de abundancia en incrementos anuales, remontándose a 2010 (**Figura 26**). La tendencia a largo plazo en la SSB estimada no era muy sensible a la eliminación retrospectiva de los datos debido a las ratios fijas de F. Sin embargo, la SSB para los años recientes se incrementaba sistemáticamente a medida que los datos se eliminaban secuencialmente, lo que sugiere que el modelo podría tener una tendencia a sobreestimar la SSB reciente. El reclutamiento reciente fue menos sensible a la eliminación retrospectiva de los datos, y mostró poca evidencia de un sesgo constante, con la excepción de que al añadir más años se tendía a ocultar la señal del reclutamiento de 2003, probablemente debido a la agregación de las cohortes que tiende a producirse como consecuencia del método de separación para convertir la talla a edad. De un modo similar, las estimaciones de la tasa de mortalidad por pesca muestran un escaso patrón retrospectivo, a excepción de las dos edades mayores (**Figura 27**), que bajo el escenario de facción reproductora elevada contribuyen más a la SSB.

En la **Figura 28** se resumen los resultados de los análisis de sensibilidad jackknife, en los que se eliminaron los índices del caso base del modelo uno cada vez. En la mayoría de los casos los resultados fueron relativamente insensibles a la eliminación de un solo índice. Las excepciones fueron la eliminación de la prospección de larvas, que hizo que el modelo estimara una SSB sustancialmente más elevada en años recientes respecto al caso base, y la eliminación de la CPUE US_RR > 145 que dio lugar a que el modelo estimase una SSB sustancialmente inferior en años recientes con pocos cambios desde 1980. Las estimaciones para los primeros años hasta 1980 fueron prácticamente idénticas en todos los ensayos, porque la ratio de F era fija y la única flexibilidad que tiene el VPA para responder a la información cambiante está relacionada con las tasas de mortalidad por pesca del año terminal para las edades 1 a 15. Por tanto, solo las 15 cohortes más recientes se ven directamente afectadas, y las cohortes tempranas están indirectamente afectada en una medida decreciente en el tiempo.

Resultados del VPA

Los resultados del caso base del modelo de 2017 son coherentes con los análisis previos en el hecho de que se estimó que la SSB descendió abruptamente entre 1974 y 1985, se equilibró durante los noventa y posteriormente empezó a aumentar durante la última década (**Figura 29**). Las estimaciones de reclutamiento (edad 1) caen abruptamente tras 1975 y después fluctúan en torno a un nivel más bajo con escasas tendencias, con la excepción de una clase anual relativamente fuerte de 2003, y las clases anuales excepcionalmente débiles en 2010 y 2011. La tasa de mortalidad por pesca apical estimada fue muy elevada durante los setenta, pero descendió sustancialmente durante la siguiente década, momento en el que se impusieron los límites de captura (**Figura 30**). Las tasas de mortalidad por pesca estimadas fluctuaron en torno a 0,2 en el periodo desde 1984 a 2005 con un descenso observado desde 2006. Hasta hace muy poco (2012-2015), las tasas de mortalidad por pesca superaban en gran medida el nivel de $F_{0.1}$.

Las estimaciones de reclutamiento del caso base de VPA de 2017 fueron generalmente más altas que las del caso base de 2014 y las del ensayo de continuidad de 2017 (con una configuración lo más parecida posible al caso base del VPA de 2014). Las tendencias en la biomasa estimada de edad 9 + (la aproximación para la biomasa reproductora en evaluaciones anteriores) fueron similares para el periodo de 1974 a mediados de los noventa, pero divergieron para años más recientes (**Figura 31**). En general, el caso base del modelo de 2017 estimaba un incremento más rápido en la SSB en la última década en comparación con la evaluación anterior.

Se realizaron análisis de sensibilidad para evaluar la robustez del caso base del modelo ante varias incertidumbres clave: el uso índice de CPUE de dos pesquerías importantes (CAN_Combined_RR y US_RR > 177), una tasa inferior de mortalidad natural (0,07 con la edad mayor en lugar de 0.1) y ponderación igual de los índices (en vez del enfoque adicional de la varianza). La reducción de la tasa de mortalidad natural tuvo como resultado estimaciones más bajas de reclutamiento y biomasa, pero no produjo cambios en las tendencias relativas (**Figura 32**). La inclusión de los índices de las dos grandes pesquerías dio lugar a estimaciones ligeramente más elevadas del reclutamiento y a un aumento más rápido de la SSB estimada desde aproximadamente 1985. La ponderación igual de todos los índices tuvo un efecto relativamente pequeño en gran parte porque se habían eliminado los dos índices contradictorios (CAN_Combined_RR y US_RR > 177). Las estimaciones de fuerza de cohorte y clase anual variaron en cierta medida cuando se aplicó una clave talla-edad a los años recientes, pero no alteraron sustancialmente la tendencia general en las estimaciones de la SSB. Se informó al Grupo de un error sistemático no cuantificado en la determinación de la edad de los peces más jóvenes y, por tanto, el Grupo recomendó que no se utilicen las claves talla edad hasta que pueda corregirse este sesgo. La utilización de la ojiva de la fracción de reproductores "más jóvenes" (es decir, el supuesto de que peces de tan solo 3 años contribuyen a la SSB) aumentó la magnitud de la SSB en comparación con la ojiva de fracción de reproductores mayores, pero apenas produjo cambios en la tasa de incremento de la SSB en los últimos años (**Figura 33**). También se examinó la sensibilidad de la evaluación occidental a la mezcla del stock y esta cuestión se dirige en la Sección 5.3.

El Grupo observó que evaluaciones de stock anteriores determinaron el estado del stock basándose en puntos de referencia relacionados con el RMS con dos medidas alternativas de reclutamiento potencial a largo plazo : un escenario de 'bajo reclutamiento' basado en niveles de reclutamiento estimados desde 1975 y un escenario de 'alto reclutamiento' basado en una función reproductor-recluta de Beverton y Holt ajustada a las estimaciones de SSB y de reclutamiento para todos los años (es decir, desde 1970). En la medida en que los datos de talla anteriores a 1974 fueron considerados demasiado poco fiables para utilizarlos en la evaluación del VPA de 2017, no hay suficientes datos del periodo inicial de la pesquería para proporcionar contraste suficiente para estimar la inclinación de la curva de Beverton-Holt. Por consiguiente, el Grupo no pudo poner entre corchetes la gama de posibles puntos de referencia basados en RMS a partir de los resultados del VPA, y eligió centrarse en proporcionar asesoramiento a corto plazo basado en $F_{0.1}$ (la tasa de mortalidad por pesca correspondiente al 10% de la pendiente de la curva del rendimiento por recluta en el origen) y en una gama de supuestos a corto plazo sobre reclutamiento (véase sección 6.2 proyecciones).

5.2.2 Stock Synthesis

Diagnósticos Stock Synthesis

En general, los ajustes a los índices de abundancia para el caso base del modelo SS3 fueron comparables a los del VPA (**Figura 34**). A diferencia del VPA, no se excluyeron los índices de CPUE CAN_Combined_RR y US_RR > 177. En su lugar se vincularon los respectivos coeficientes escalados para los dos índices de CPUE y el índice CAN_GSL_acoustic survey con un índice de AMO (tal y como se debate en la Sección 4.2). Este enfoque concilia con eficacia las señales contradictorias de los tres índices de un modo coherente con la percepción de un desplazamiento general hacia el norte en la abundancia de los atunes rojos grandes (menos disponibles para la pesquería de caña y carrete de Estados Unidos y más disponibles para las pesquerías canadienses). Las estimaciones de los coeficientes para el efecto del AMO en los índices CAN_Combined_RR, CAN_GSL_Acoustic y US_RR > 177 fueron, respectivamente, 2,0, 0,88 y -0,83, lo que indica fuertes relaciones positivas para los índices de Canadá y relaciones negativas para el índice de Estados Unidos. Se consideró que selectividades estimadas (**Figura 35**) eran asintótica para varias flotas importantes y en forma de cúpula para el palangre de Japón. Los ajustes a la composición por talla a lo largo de todos los años (**Figura 36**) se ajustan relativamente bien a los datos de composición.

Se llevó a cabo un análisis retrospectivo para el ensayo del caso base eliminando secuencialmente los datos de entrada de captura, composición por talla/edad y los índices de abundancia en incrementos anuales, remontándose a 2010 (**Figura 37**). La tendencia a largo plazo en la SSB estimada no era muy sensible a la eliminación retrospectiva de los datos. El reclutamiento estimado no mostraba casi sensibilidad ante la eliminación retrospectiva de los datos y apenas mostraba un patrón o evidencias de un sesgo constante. Sin embargo, la inclusión de los datos de determinación de la edad más recientes incrementó la señal del reclutamiento de 2003 y amortiguaron la señal de reclutamiento de 2002 en comparación con los ensayos retrospectivos del modelo. Esto se debe probablemente a los años adicionales de datos de talla/edad que aportan información sobre la magnitud de la cohorte de 2003.

Los resultados de los análisis de sensibilidad jackknife, en los que se eliminaron los índices del caso base del modelo uno cada vez, se resumen en la **Figura 38**. Las estimaciones para los primeros años anteriores a 1980 fueron casi idénticas en todos los ensayos, lo que indica poca sensibilidad de los parámetros escalados clave del modelo a la inclusión del índice. Los resultados para años más recientes también fueron relativamente insensibles a la eliminación de un solo índice, con unas pocas excepciones. La eliminación de la prospección larvaria hizo que el modelo estimara una SSB substancialmente mayor en los últimos años con respecto al caso base. El modelo también era sensible a la eliminación del índice CAN_Combined_RR (menor biomasa) o del US_RR > Índice 177 (mayor biomasa) incluso con el modulador medioambiental (índice AMO) sobre capturabilidad (aunque no era tan sensible como el VPA, que no utilizó el índice AMO).

Resultados de Stock Synthesis

En la **Figura 39** se comparan el caso base del modelo SS3 con reproductores mayores o más jóvenes. La biomasa total estimada y la SSB mostraban una disminución a partir de 1965 que continúa hasta la década de los ochenta. La mortalidad por pesca en edades mayores (10-20) fue inferior a $F_{0,1}$, pero superior a F_{RMS} durante este período de marcado descenso. Sin embargo, la F en edades más jóvenes fue bastante elevada, dando lugar a los descensos estimados. En cuanto al VPA, la edad asumida de reproducción tiene poco impacto en los resultados, excepto para el cálculo de la propia SSB, en cuyo caso asumir una edad más joven de reproducción implica una SSB total mayor (pero con tendencias similares al ensayo con una edad mayor de reproducción).

A diferencia del VPA, el modelo SS3 aporta a la evaluación una perspectiva histórica a largo plazo (remontándose a 1950) y, cuando se asume una relación reproductor-recluta de Beverton-Holt (**Figura 40**), estima una inclinación de 0,47 con una edad de reproducción más joven y de 0,55 con una edad mayor de reproducción. Estas estimaciones de inclinación son similares a las estimadas a partir del caso base del VPA de 2014 (0,58, Anón., 2015) estadísticamente preferidas a 1,0 (basada en AIC). Curiosamente, la perspectiva histórica a más largo plazo de los modelos SS3 es más coherente con la noción de que el reclutamiento descendió después de la década de los setenta debido a la disminución de la SSB (**Figura 41**) que la perspectiva a más corto plazo que permite el VPA, que parece sugerir que el reclutamiento descendió antes que la SSB. Al igual que en evaluaciones anteriores, el estado percibido del stock difiere drásticamente cuando se asume que el reclutamiento futuro se mantiene en niveles recientes (bajos) o que éste sigue la relación estimada de Beverton-Holt (véase la sección 6.2).

En las **Figuras 42 y 43**, se presenta una comparación de varios ensayos de sensibilidad con el caso base de los modelos SS3. Se ejecutaron 11 ensayos de sensibilidad, muchos de ellos fueron simples añadidos a los modelos para mejorar el ajuste o para tener en cuenta cambios estructurales necesarios de la flota o entradas de datos. Las tendencias generales fueron similares para todos los ensayos, pero algunas diferían en su escala. La utilización del vector de sesgo de determinación de la edad (ensayo 7) marca la estimación de la cohorte de 2003 en vez de difuminarla entre 2002 y 2003. La utilización del índice medioambiental AMO para escalar posibles cambios en la disponibilidad de atún rojo para los índices de CAN_Combined_RR y CAN_GSL_ Acoustic survey y US_RR > 177 (ensayo 8) tiene el efecto de reducir la contradicción en los tres índices y reduce ligeramente la SSB reciente (**Figura 43**). Los modelos con la mayor divergencia fueron el ensayo con M baja = 0,07 y el modelo con ninguna relación stock reclutamiento impuesta (**Figura 43**). El cambio de la relación peso-talla de evaluaciones anteriores por la nueva relación aceptada por el SCRS (Rodríguez-Marín *et al.*, 2016) tuvo un efecto relativamente menor (**Figura 43**).

5.2.3 Resumen

Los ensayos SS3 y VPA son relativamente coherentes en sus estimaciones de que la SSB descendió entre 1970 y 1985, se equilibró durante los noventa y posteriormente empezó a aumentar durante la última década (**Figura 44**). Sin embargo, los ensayos SS3 estiman niveles de SSB más elevados a lo largo de la mayor parte de la serie temporal, y sobre todo para el periodo anterior a los ochenta. Ambos modelos sugieren que la tasa de mortalidad por pesca fue muy elevada durante los setenta, pero descendió sustancialmente durante la siguiente década, momento en el que se impusieron los límites de captura (**Figura 45**). Ambos modelos estimaron que las tasas de mortalidad por pesca de peces de edad 10 y mayores han fluctuado en torno a un promedio de 0,12-0,14 yr^{-1} desde los ochenta, con un marcado descenso después de 2003, aunque el VPA estimó tasas de mortalidad más elevadas que el SS a finales de los setenta. Las estimaciones del reclutamiento (edad 1) caían bruscamente después de 1975 y presentaban menos fluctuación anual desde ese periodo. Para 1988 y 2003 se estimaron clases anuales relativamente fuertes, resultado que es similar al de evaluaciones anteriores (por ejemplo, 2012). SS3 difiere del VPA en la estimación de una cohorte de 1994 muy fuerte y una cohorte de 2003 mayor (**Figura 44**). Evaluaciones anteriores de VPA constataron la aparición de una fuerte cohorte de 1994 que en última instancia disminuye en VPA posteriores. Mientras que SS3 y VPA estimaban niveles similares de reclutamiento absoluto, el VPA estimaba una variabilidad menor y niveles de F más elevados que se traducen en niveles más bajos de biomasa reproductora.

Se constató que, técnicamente hablando, las estimaciones de la inclinación y la varianza en el reclutamiento en la curva predicha no son necesariamente comparables en los marcos de modelación como VPA y SS3. Sin embargo, el nivel de sesgo está poco claro, y el Grupo pospuso la discusión adicional sobre cómo utilizar los resultados para el asesoramiento de ordenación hasta la reunión del grupo de especies de septiembre de 2017. También se constató durante la reunión que no se había asignado tiempo suficiente para examinar los resultados de SS con el mismo nivel de escrutinio asignado al VPA, o para determinar las causas de las diferencias entre los dos marcos. Sin embargo, el modelo SS3 proporciona una perspectiva histórica que no facilita el VPA, y el Grupo consideró su uso para el desarrollo de asesoramiento de ordenación. El Grupo recomendó que el equipo analítico comparase los resultados de VPA y SS3 WBFT para determinar la razón de las diferencias y documentarlas en un documento SCRS que se presentaría a la reunión del Grupo de especies de atún rojo en septiembre (SCRS/2017/186).

5.2.4 Otros modelos

En las **Figuras 46** (reproductores mayores) y **47** (reproductores más jóvenes) se comparan los resultados del caso base de los modelos VPA y SS3 con los modelos de evaluación de stock alternativos presentados a las jornadas de evaluación (ASAP y SCAL). Las estimaciones de reclutamiento edad 1 fueron similares en los cuatro modelos, con la excepción de los años anteriores a 1960, para los que los reclutamientos no están bien determinados en ninguno de los modelos. El modelo ASAP había estimado reclutamientos algo mayores después de 1990 que los estimados por los otros modelos, pero aparte de esto las tendencias fueron similares. Todos los modelos estimaban generalmente mayores niveles de reclutamiento en los sesenta y comienzos de los setenta que en años posteriores. Estimaban también de forma sistemática clases anuales relativamente fuertes en 1994 y 2003, seguidas por clases anuales más débiles cuyos valores se encuentran entre los más bajos de la serie temporal. Las estimaciones de SSB fueron similares en magnitud y tendencia para SCAL y SS3, mostrando una marcada disminución a partir de los sesenta, que se nivela en torno a los noventa y se incrementa de nuevo después de 2003. El VPA sugiere una tendencia a la disminución menos drástica a partir de 1974 y hasta 1990 que la indicada por SCAL y SS3, pero tendencias similares después de 1990. Por el contrario, el modelo ASAP estima un descenso mucho más moderado en el SSB durante los sesenta y setenta en comparación con los otros modelos, y un incremento más rápido en años recientes hasta alcanzar los niveles históricos más elevados.

5.3 Estado del stock - VPA con mezcla entre los stocks oriental y occidental

Se presentaron al grupo dos tipos de análisis de mezcla. El primer análisis (Cadrin *et al.*, 2017) asignaba de forma determinista las capturas de pesquerías de orientales y occidentales a población de origen utilizando muestras de composición de stock (véase la sección 3.6). Las estimaciones del tamaño del stock y de la mortalidad por pesca obtenidas a partir del VPA para el atún rojo Atlántico de origen occidental fueron en general similares a las estimaciones de ICCAT de 2014 basadas en pesquerías de stocks mezclados del Atlántico occidental y oriental, pero las estimaciones VPA occidentales fueron más sensibles al supuesto de no mezcla de stocks que las estimaciones VPA orientales. Básicamente, este enfoque asume una ratio constante de peces orientales y occidentales durante gran parte del periodo histórico (lo que implica que el grado de solapamiento y abundancia relativa de los dos stocks es constante, o bien que el grado de solapamiento cambia para nivelar exactamente los cambios en la abundancia relativa del stock). El Grupo recomendó que se actualizaran los VPA de población de origen hasta el año 2015, revisándolos para aplicar los parámetros del caso base del VPA de 2017 y que se aplicasen estimaciones de composición de stock que varían en el tiempo para los períodos para los que se dispone de muestras suficientes. Este análisis se incluirá en un documento SCRS que se presentará a la reunión del grupo de especies de atún rojo en septiembre (SCRS/2017/190).

El segundo análisis realizado durante la reunión asumía que las poblaciones orientales y occidentales se superponen en el tiempo y el espacio, pero que el grado de solapamiento (proporción del stock que se mueve de una zona a otra) es constante en el tiempo y el espacio. Aunque, de hecho, el grado de solapamiento puede cambiar en el tiempo, podría decirse que es un supuesto menos restrictivo que el enfoque mencionado antes. Análisis preliminares sugieren que las estimaciones de la fracción de la población de origen oriental que pasa temporadas al oeste (solapamiento oriental) dependían en gran medida del tipo de datos utilizados (**Figura 48**). Los datos de marcado sugieren que el solapamiento era muy bajo para todos los grupos de edad, mientras que el ajuste a los datos de proporción sugiere tasas de solapamiento de 0,5 por ciento para las edades 1-3, superiores al 1,5 por ciento para las edades 4-9 y del 0,01 por ciento para mayores de 10 años. El solapamiento estimado de peces de origen occidental en la zona oriental de ordenación fue aún más sensible. El ajuste a los datos de marcado produjo estimaciones del orden del 15 por ciento para las edades 1-3, pero insignificante para edades mayores. Por otro lado, el ajuste a los datos de proporción produjo estimaciones de solapamiento muy elevado para las edades 1-3 (más del 50%) y 30% para las edades 10+. Las tendencias estimadas de biomasa reproductora para el este y el oeste fueron relativamente insensibles a la utilización de los datos de marcado, con la excepción de que la tasa de

incremento del stock oriental fue algo moderada en comparación con la estimada en los ensayos sin mezcla o sin datos de marcado (**Figura 49**). Por otro lado, las estimaciones de biomasa reproductora fueron muy diferentes cuando se utilizaron datos de composición de stock. Las tendencias para el stock occidental fueron similares a las estimadas por los ensayos sin mezcla, pero la abundancia absoluta fue menor y se estimó una recesión leve en los últimos años. Las tendencias para el stock oriental sugieren que, mientras que la SSB ha aumentado rápidamente en los últimos años, este incremento no es tan drástico como el estimado a partir de los ensayos sin mezcla o marcado, y que su nivel se halla aún por debajo de los niveles estimados para la década de los setenta. Básicamente, el modelo no puede conciliar los elevados niveles históricos de biomasa oriental estimados por los modelos sin mezcla/marcado con los índices relativamente más planos en el Atlántico occidental y aun ajustar los datos de composición de stock.

En resumen, los datos de composición de stock fueron más informativos que los datos de marcado convencional en lo que concierne al estado del stock y las percepciones del grado de solapamiento de cada población. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que ambos conjuntos de datos están incompletos en el sentido de que no representan muestras aleatorias de la población general. El Grupo observó que no se disponía de tiempo suficiente para desarrollar plenamente estos análisis de mezcla durante la reunión y recomendó que los autores perfilaran sus análisis y los presentasen en forma de documento SCRS (SCRS/2017/188) a la reunión de septiembre del grupo de especies.

6 Proyecciones

6.1 Examen de los planes de recuperación del atún rojo del Atlántico y del asesoramiento del SCRS de 2016

El Grupo no dispuso de tiempo para debatir este punto del orden del día.

6.2 Proyecciones – Este

6.2.1 Métodos

VPA

Se realizaron proyecciones utilizando el software PRO-2BOX (Porch 2017) basado en estimaciones del VPA para el caso base. 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. Se investigaron las proyecciones de un modo similar al de 2014, a saber, tres opciones de reclutamiento similares (siendo calculado el reclutamiento alto durante 1990-2000, el medio durante 1955-2006 y el bajo durante 1970-1980), pero solo se utilizó un patrón de selectividad para el periodo 2012-2014. A diferencia de la última evaluación, se consideró que el patrón de selectividad se había estabilizado y que, por tanto, no se requerían supuestos adicionales.

Los parámetros biológicos fueron idénticos a los utilizados para el VPA. La mortalidad natural y la proporción de reproductores variaban en función de la edad, pero eran invariables en el tiempo. 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 el peso medio del grupo plus de acuerdo con los cambios en la composición por edades debidos a la recuperación/descenso de la SSB). Dado que para las clases anuales más recientes los números por edad tienden a no estimarse adecuadamente en el VPA, especialmente para las edades más jóvenes, las estimaciones de reclutamiento para las cinco clases anuales más recientes (es decir, para 2010, 2011, 2012, 2013 y 2015) se sustituyeron por un valor aleatorio procedente de especificaciones de reclutamiento estocásticas. Estos valores se proyectaron 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 2016 (es decir, el primer año de la proyección) como en la mortalidad por pesca por edad para las cinco clases anuales sustituidas.

Se desarrollaron diagramas de estado de stock de Kobe (que cuantifican la probabilidad de que el stock se sitúe en cada uno de los cuatro cuadrantes) para el año 2016 a partir de los resultados del VPA sometidos a bootstrap bajo cada uno de los tres escenarios de reclutamiento. Las proyecciones para años futuros asumen que el cumplimiento total de los límites de captura de 2016 (19.296 t) y 2017 (23.655 t) y para años subsiguientes asumen niveles de captura constantes que oscilan entre 0-50.000 t o una de las dos tasas de mortalidad por pesca (F_{actual} y $F_{0,1}$). F_{actual} se calcula como la media geométrica apical de la mortalidad por pesca por edad en los tres últimos años.

Stock Synthesis

A efectos comparativos, también se realizaron proyecciones utilizando el ensayo 60 de SS3 para el stock oriental, utilizando la captura por edad condicional y partiendo del supuesto de que los futuros procesos de reclutamiento siguen una función stock-reclutamiento de Beverton-Holt estimada dentro del modelo. Para todos los escenarios, se asumieron capturas fijas para 2016 (19.296 t) y 2017 (23.655 t), basándose en los límites de captura para dichos años. Para el periodo de 2018 hasta 2026 inclusive se proyectaron diferentes escenarios de capturas fijas y niveles de F . Los niveles de capturas fijas proyectadas oscilaron entre 20.000 y 35.000 t. Las proyecciones basadas en F incluyeron el promedio de F estimado por el modelo para 2012-2014 $F_{0,1}$ y 80% de F_{RMS} .

6.2.2 Resultados

VPA

En la **Figura 50** se muestran los diagramas de fase de Kobe del estado del stock de 2016, basados en $F_{0,1}$ and $SSB_{0,1}$ bajo tres escenarios de reclutamiento diferentes. Se elaboró un diagrama de tarta de Kobe para mostrar la proporción de bootstraps que se sitúa en cada cuadrante de color del diagrama de fase (**Figura 51**). Los resultados sugieren que es poco probable que el stock esté experimentando sobrepesca y, si los escenarios de reclutamiento bajo o medio son correctos, sugieren que el stock podría haberse recuperado ya. Si el escenario de alto reclutamiento es correcto, el stock podría estar sobrepescado todavía. Si las capturas futuras se mantienen en niveles cercanos al TAC de 2017 (23.655 t), se prevé que el stock tendrá más de un 60% de probabilidades de recuperarse desde ahora hasta 2018 (permaneciendo así hasta 2025) bajo los tres escenarios de reclutamiento (**Tabla 10**). Las estimaciones actuales indican también que la recuperación podría lograrse antes de 2022 con límites de captura de hasta 30.000 t, con más de 60% de probabilidad para los 3 escenarios de reclutamiento (**Figura 52**). Sin embargo, el Grupo reitera que tiene poca confianza en 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 futuros y patrones de selectividad actuales y futuros).

Stock Synthesis

Los resultados de las proyecciones deterministas de Stock Synthesis se muestran en la **Figura 53** y se comparan con los niveles de referencia de 40% $B_{0,1}$ y SSB_{RMS} tal y como se derivaron a partir de los modelos. Las proyecciones del modelo con niveles de captura se muestran en la **Tabla 11** y los niveles de SSB observados se muestran en la **Tabla 12**. Los resultados sugieren que el stock no se recuperará desde ahora hasta 2022 a menos que los límites de captura se sitúen por debajo de 20.000 t.

6.3 Proyecciones – Oeste

6.3.1 Métodos

VPA

Las proyecciones para el stock occidental se realizaron utilizando el software PRO-2BOX (Porch 2017) basado 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 de captura a corto plazo se calcularon basándose en tres niveles de reclutamiento futuro: la media geométrica de los reclutamientos estimados para los periodos 2010-2012, 2007-2012 y 2003-2012. Se permitió que el reclutamiento futuro se desviara estocásticamente de su previsión geométrica como un proceso autocorrelacionado multiplicativo de primer orden (lognormal). Se estimaron la desviación estándar (σ_R) y el parámetro de autocorrelación (ρ) basándose en bootstrap por bootstrap. Las estimaciones de reclutamiento del VPA para últimos años, de 2013 a 2015, fueron sustituidas por el nivel de la media geométrica de reclutamiento (calculado independientemente para cada bootstrap).

Las proyecciones de captura a corto plazo se estimaron basándose en dos puntos de referencia: F_{actual} (media geométrica apical de la mortalidad por pesca por edad en los últimos tres años) y $F_{0,1}$. En cuanto al stock oriental, el punto de referencia $F_{0,1}$ se consideró apropiado porque se desconoce la relación stock-reclutamiento y las estimaciones del VPA fueron poco informativas en términos de biomasa absoluta escalada debido a la eliminación de las primeras fases de la serie temporal anteriores a 1974 cuando se supone que la SSB y el reclutamiento eran más elevados. Cabría señalar que $F_{0,1}$ 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.

Stock Synthesis

Durante la reunión se realizaron proyecciones deterministas en SS3 (las proyecciones estocásticas se llevarán a cabo en el periodo intersesiones y se presentarán a la reunión de septiembre del grupo de especies). Se realizaron proyecciones de reclutamiento para los años 2015-2021, ya que el reclutamiento de 2015 no fue estimado en el modelo. Las proyecciones se realizaron para cuatro escenarios de reclutamiento y dos escenarios de reproducción. El primer escenario de reclutamiento asumía una relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt con una inclinación = 0,55 (reproductores mayores) o 0,47 (reproductores más jóvenes) y $\sigma_R = 0,73$ (reproductores mayores) o 0,69 (reproductores más jóvenes). Los otros tres escenarios de reclutamiento asumen un reclutamiento constante igual a la media geométrica de reclutamiento (1000s edad 0) en tres períodos:

3 años	2010-2012	117,3	118,9
6 años	2007-2012	127,9	129,5
10 años	2003-2012	165,9	167,1

Para implementar esto en SS3, las desviaciones de reclutamiento fueron ajustadas para lograr un reclutamiento aproximadamente igual a la media geométrica para los tres períodos utilizando la SSB de 2015. Estas desviaciones de reclutamiento fueron luego introducidas como desviaciones de previsión. A pesar de esta introducción de desviaciones en el reclutamiento constante, el reclutamiento resultante se situaba cerca de la media geométrica del reclutamiento, pero no era exactamente igual.

Se proyectaron diez límites de captura fijos (1.000, 1.250, 1.500, 1.750, 2.000, 2.250, 2.500, 3.000, 3.250 y 3.500 t) y dos tasas de mortalidad de pesca ($F_{0,1}$, F_{RMS}). El valor de $F_{0,1}$ se obtuvo a partir de la curva de rendimiento por recluta (**Figura 54**). El valor de F_{RMS} se proyectó asumiendo un reclutamiento determinista proporcionado por la relación stock-reclutamiento. Los puntos de nivel de referencia resultantes se muestran en la **Tabla 13**.

Los patrones de selección y los patrones de mortalidad por pesca relativa son el promedio de 2006-2009 (antes del cambio en la selectividad de palangre de Japón). Se asumieron las capturas preliminares comunicadas para 2016 para cada flota en el modelo (total = 1.912 t) y se asumió que cumplía con el límite de captura (2.000 t) en 2017 (asignado según las proporciones de 2016 para las flotas). Después se calcularon o fijaron en consecuencia los rendimientos de 2018-2021. Finalmente se realizaron proyecciones para 2016-2021.

6.3.2 Resultados

VPA

Los siguientes resultados difieren ligeramente de los presentados al grupo durante la reunión, que se completaron el último día de la reunión y se basaron sólo en unos pocos bootstraps replicados. Se deben considerar preliminares hasta que sean revisados por el grupo en la reunión de septiembre del grupo de especies (como se señaló anteriormente en la sección 5 del informe).

Se proyectaron tres escenarios alternativos para el reclutamiento futuro con el fin de evaluar el efecto sobre el rendimiento proyectado hasta el año 2022 inclusive. Los reclutamientos proyectados fueron la media geométrica del reclutamiento de los tres períodos recientes anteriores a 2013, los tres años anteriores (2010-2012), los seis años anteriores (2006-2012) y los diez años anteriores (2003-2012) (**Figura 55**). Dado que el VPA no estima adecuadamente los tres años más recientes de reclutamiento (2013-2015), estos fueron sustituidos por la media geométrica del reclutamiento (calculada basándose en bootstrap por bootstrap). Las proyecciones se realizaron en 500 bootstraps no paramétricos del caso base del VPA.

Con respecto al estado actual de la pesquería para el año 2015 se estimó que no se estaba produciendo sobrepesca (**Tabla 14**). La F actual (media geométrica apical de la mortalidad por pesca por edad en los últimos tres años) se estimó en 0,078 (intervalo de confianza del 80% de 0,065 a 0,096). Dado que las estimaciones stock-reclutamiento durante el período del VPA no contenían información sobre los niveles de reclutamiento asintótico, se utilizó una aproximación del nivel de referencia de mortalidad por pesca para estimar el estado, la tasa de mortalidad de pesca de $F_{0,1}$ (véase la sección anterior sobre proyecciones SS para una descripción detallada), y no se utilizaron niveles de referencia basados en la biomasa. Se estimó que $F_{0,1}$ se situaba en 0,11 (intervalo de confianza del 80% de 0,10 a 0,12). La ratio estimada de F_{actual} con respecto a $F_{0,1}$ en 2015 fue 0,72 (intervalo de confianza del 80% de 0,59 a 0,85). La probabilidad estimada de sobrepesca en 2015 fue de 0,004 basada en un bootstrap no paramétrico del VPA.

Se estimó el rendimiento proyectado en $F_{0,1}$ (0,11) para los tres próximos años (**Tabla 14**). Dependiendo del nivel de reclutamiento proyectado, el rendimiento proyectado en 2018 se sitúa en 2.403 t, 2.444 t y 2.498 t para los escenarios de reclutamiento de 3 años, 6 años y 10 años, respectivamente. En la proyección el rendimiento disminuye en los tres próximos años, con rendimientos proyectados para 2019 de 2.313 t (3 años), 2.338 t (6 años) y 2.422 t (10 años); los rendimientos proyectados para 2020 son 2.208 t (3 años), 2.252 t (6 años) y 2.400 t (10 años). En la **Tabla 14** se muestran los intervalos de confianza del 80 por ciento para las proyecciones de rendimiento.

La probabilidad de sobrepesca se estimó con una gama de límites de captura fijos y los tres escenarios alternativos de reclutamiento (**Tablas 15 a 17**). En general, se predijo una disminución en la probabilidad de no sobrepesca en los escenarios con niveles de rendimiento cercanos al actual. Estos resultados concuerdan con la disminución en el rendimiento predicha con una F constante de 0,10.

En las **Figuras 56 y 57** se muestran las tendencias previstas en la biomasa del stock total y en la biomasa reproductora en toda la gama límites de captura fijos. Las estimaciones de biomasa total son independientes de los supuestos de edad de reproducción, sin embargo, las estimaciones de biomasa reproductora dependen de la edad de reproducción y, por lo tanto, se muestra la biomasa reproductora para ambos supuestos la edad mayor y la edad más joven de reproducción (**Figura 57**). En general, se predijo un descenso de la biomasa total en los escenarios de reclutamiento de 3 años y 6 años y en la mayor parte de los niveles de límite de captura fijos. Sin embargo, la biomasa total en el escenario del nivel de reclutamiento de 10 años mostraba una tendencia más optimista en toda la gama de los rendimientos proyectados. Las proyecciones de biomasa reproductora bajo el supuesto de edad de reproducción más joven fueron similares a las predicciones de biomasa total. Bajo el supuesto de edad mayor de reproducción, se predijo un descenso de la biomasa reproductora para una amplia gama de rendimientos previstos (**Figura 57**). La principal causa reside en los niveles más bajos de rendimiento estimados tras la clase anual de 2003. A medida que maduraba la clase anual de 2003 (y posiblemente la clase anual adyacente), se produjo un aumento en la biomasa reproductora en el período reciente, pero posteriormente no se estimaron clases anuales no tan fuertes, lo que ha dado lugar a que se prediga un descenso de la biomasa reproductora en el futuro.

Stock Synthesis

En la **Tabla 13** se muestran los niveles de referencia para el stock occidental obtenidos a partir de los ensayos SS 10 (edad mayor de reproducción) y 11 (edad más joven de reproducción). Las proyecciones de límites de captura fijos en todos los escenarios de reclutamiento indican que el nivel de reclutamiento asumido tiene poca influencia en los límites de captura de 2018 (**Figura 58**) y que, en la mayoría de los escenarios de reclutamiento y de F , la SSB disminuye a medida que disminuye la clase anual de 2003. Se requerirían rendimientos en una gama de 1.500-2.000 t para evitar la disminución del stock en estas proyecciones.

Las proyecciones sugieren que, en todos los escenarios de reclutamiento, pescar con una tasa de $F_{0,1}$ podría producir una captura de alrededor de 2.800 t en 2018, con una disminución posterior a 2.400 t desde ahora hasta 2021 (**Tabla 18 y Figura 59**). Un gran componente de estos rendimientos proyectados está conformado por la clase anual de 2003, que se convierte en menos importante con el tiempo, haciendo que los rendimientos disminuyan después de 2018. Las proyecciones de los rendimientos en F_{RMS} son más bajas (~ 1.450 t), pero también asumen que el reclutamiento volverá a la relación de stock- reclutamiento que asumiría un mayor reclutamiento que el estimado como la media geométrica de los tres períodos (**Figura 60**).

7 Recomendaciones

Recomendaciones sobre estadísticas e investigación

- Constatando las tendencias divergentes en los índices de liña de mano (caña y carrete) del océano Atlántico occidental y el papel potencial de factores medioambientales, el Grupo recomienda que se realicen esfuerzos tanto para identificar los factores medioambientales que afectan a la capturabilidad a escala local y de cuenca oceánica como para incorporar estos factores en la estandarización del índice. También se debería explorar el potencial para combinar los datos y crear un índice conjunto de liña de mano.
- Reconociendo la presencia de lagunas en los datos de edad-talla, el Grupo recomienda que al determinar la edad del conjunto de otolitos del Atlántico este y Mediterráneo que todavía no se analizó, los trabajos se centren sobre todo en las lagunas de representatividad en lo que concierne a tallas, pesquerías, zonas y periodos. Además, debería analizarse el efecto de los intervalos de talla en las claves edad talla. Además, se recomienda que el muestreo futuro se estructure de tal modo que sea representativo de patrones de pesca espaciales y temporales y que proporcione suficientes estructuras calcificadas para las claves edad-talla anuales (~500 peces por año y stock, utilizando el muestreo de tallas estratificado con tallas de muestra fijas por intervalo de talla para cubrir la gama de tallas observada en las capturas). La estructura del muestreo puede seguir las tallas de muestreo efectivas identificadas por los modelos.
- El Grupo reconoce la importancia de recopilar datos de composición del stock y recomienda que este esfuerzo incluya todas las zonas de pesca principales durante toda la temporada de pesca para que sean representativos de los patrones espaciales y temporales de pesca.
- El Grupo solicita que se separen mejor las series temporales históricas y futuras de las capturas de cerco del Mediterráneo para ejemplares pequeños (<160 cm SFL) y grandes (>160 cm SFL).
- El Grupo reitera la importancia de que todas las CPC revisen y presenten sus datos de frecuencias de talla de Tarea II por flota. Además, debe realizarse un esfuerzo para cubrir las lagunas en los datos de composición por talla (históricos y futuros) para que sean representativos de los patrones de pesca espaciales y temporales.
- El Grupo recomienda que se siga investigando la posibilidad de comparar en el tiempo la prospección de larvas y la prospección aérea francesa del Mediterráneo.
- El Grupo recomienda que en el orden del día de la reunión de preparación de datos se asigne prioridad a la evaluación de incertidumbres clave en la evaluación.
- El Grupo recomienda que se siga investigando la cuestión del sesgo detectado en la determinación directa de la edad a partir de estructuras calcificadas para corregir la determinación de la edad anterior de partes duras, así como para proporcionar un protocolo que evite los sesgos en lecturas futuras. Además, el Grupo solicitó que se recojan partes duras emparejadas en el este y el oeste para contribuir a la estimación del sesgo en todas las edades. Debería considerarse la realización de unos talleres sobre determinación de la edad.
- Cuando se resuelvan las discrepancias relacionadas con la determinación de la edad, se intentará realizar un análisis actualizado de curva de crecimiento para el Atlántico este.

8 Otros asuntos

No se debatieron otras cuestiones.

9 Adopción del informe y clausura

Debido a las limitaciones de tiempo, algunos puntos del orden del día fueron solo parcialmente revisados antes de la clausura de la reunión: métodos relevantes para la evaluación de stock (4) y recomendaciones de investigación (7). Las secciones de revisión de documentos científicos presentados al Grupo de especies (2), actualización del estado del stock (5), y otros asuntos (8) fueron adoptadas por correspondencia. No se adoptó formalmente ninguna recomendación de ordenación, ya que quedan pendientes varios análisis clave. Se prevé que el asesoramiento de ordenación se formulará como parte del resumen ejecutivo en la reunión de septiembre del grupo de especies. El resto del informe fue adoptado durante la reunión. La reunión fue clausurada.

Referencias

- Anon. 2009. Report of the 2008 Atlantic bluefin tuna stock assessment session (Madrid, Spain – 23 June to 4 July 2008). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64 (1): 1-352.
- Anon. 2015. Report of the 2014 Atlantic bluefin tuna stock assessment session (Madrid, Spain – 22-27 September 2014). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71 (2): 692-945.
- Anon. (in press). Report of the 2017 ICCAT bluefin tuna data preparatory meeting. ICCAT document SCRS/2017/001. 60 pp.
- Ailloud, L.E., Laretta, M.V., Hoenig, J.M., Hanke, A.R., Golet, W.J., Allman, R., and Siskey, M.R. 2017. Improving growth estimates for western Atlantic Bluefin tuna using an integrated modeling approach. Fish. Res. 191: 17-24.
- Busawon D.S., *et al.* 2015. Evaluation of an Atlantic bluefin tuna otolith reference collection. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71 (2): 960-982.
- Butterworth D.S., and Rademeyer R.A. 2017. Statistical catch at length assessment methodology for Atlantic bluefin tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 73 (6): 2202-2221.
- Cadrin S., Morse M., Kerr L., Secor D., and Siskey M. 2017. Exploratory stock assessment of eastern and western population-of-origin Atlantic bluefin tuna accounting for stock composition. ICCAT SCRS/2017/174
- Cort, J.L. 1991. Age and growth of the Bluefin Tuna, *Thunnus thynnus* (L.) of the Northwest Atlantic. ICCAT. SCRS/1990/66. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 35 (2): 213-230.
- Cort, J. L., Arregui, I., Estruch, V. D., Deguara, S. 2014. Validation of the growth equation applicable to the Eastern Atlantic Bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.), using L max, tag-recapture, and first dorsal spine analysis. Reviews in Fisheries Science & Aquaculture, 22(3), 239-255.
- Hanke A., Busawon D., Rooker J.R., and Secor D.H. 2016. Estimates of stock origin for bluefin tuna caught in western Atlantic fisheries from 1975 to 2013. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 72 (6): 1376-1393.
- Hoenig, J.M., R.C. Hanumara and D.M. Heisey. 2002. Generalizing double and triple sampling for repeated surveys and partial verification. Biometrical Journal 44:603-618.
- Irie T. and Takeuchi Y. 2015. An application of an integrated stock assessment model (stock synthesis) to eastern Atlantic bluefin tuna stock. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71 (3): 1462-1489.
- Methot, R.D. Jr and Wetzel, C.R. 2013. Stock Synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. Fish. Res. 142: 86–99.
- Porch, C.E. 2017. Pro-2box Version 3.0 User Guide. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-708 49 pp.
- Porch, C. E., S. C. Turner, and J. E. Powers. 2001. Virtual population analyses of Atlantic bluefin tuna with alternative models of transatlantic migration: 1970-1997. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 52: 1022-1045.
- Rodriguez-Marin E, Ortiz M, Ortiz de Urbina JM, Quelle P, Walter J, Abid N, *et al.* (2015) Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) biometrics and condition. PLoS ONE 10(10): e0141478. PMID:26505476
- Rodriguez-Marin, E., Quelle, P, Ruiz, M., Busawon, D., Golet, W., Dalton, A., Hanke, A. 2016 Updated comparison of age estimates from paired calcified structures from Atlantic bluefin tuna. Document SCRS/2016/134 (withdrawn).
- Schirripa, M.J., F. Abascal, I. Andrushchenko, G. Diaz, J. Mejuto, M. Ortiz, M.N. Santos and J. Walter. 2017. A hypothesis of a redistribution of North Atlantic swordfish based on changing ocean conditions. Deep-Sea Res. II 140: 139-150.

TABLEAUX

Tableau 1. Résumé des postulats actuels concernant les caractéristiques du cycle vital pour les stocks de thon rouge de l'Atlantique Ouest et de l'Atlantique Est et de la Méditerranée (révisés sur la base de l'évaluation des stocks BFT de 2012).

Tableau 2. Meilleure estimation NC de la tâche I de capture de BFT par stock.

Tableau 3. Définitions des flottilles pour les modèles statistiques de prise par taille/âge.

Tableau 4. Estimations préliminaires des ponctions totales de BFT occidental de 2016 utilisées pour les projections dans les modèles d'évaluation. L'allocation par engin pour 2016 a utilisé la même proportion qu'en 2015. Aucune estimation préliminaire des captures n'était disponible pour le BFT oriental de 2016.

Tableau 5. Schéma de tableau de substitution pour la création de CAS/CAA pour les stocks de thon rouge de l'Atlantique.

Tableau 6. Lectures des âges des paires d'échantillons d'otolithes/épines obtenues de 262 spécimens (a) et différences résultantes dans les âges des otolithes par rapport aux âges des épines de référence (b).

Tableau 7. Indices d'abondance utilisés pour l'Atlantique oriental dans l'évaluation des stocks de 2017.

Tableau 8. Description des scénarios de VPA pour le stock de l'Atlantique Est et de la Méditerranée au cours de la réunion d'évaluation des stocks de thon rouge de 2017.

Tableau 9. Indices d'abondance utilisés pour l'Atlantique Ouest dans l'évaluation des stocks de 2017.

Tableau 10. Probabilité projetée que le taux de mortalité par pêche du stock oriental est inférieur à $F_{0,1}$ sur la base des projections des résultats de la VPA avec trois niveaux de recrutement (recrutement faible, moyen et élevé).

Tableau 11. Projections à court terme, sur la base des résultats de SS3, pour le stock de thon rouge de l'Atlantique Est et la Méditerranée en se fondant sur différents postulats et limites de capture.

Tableau 12. Ratios de SSB/SSB_{PME} , sur la base des résultats de SS3, pour le stock de l'Atlantique Est et la Méditerranée pour chacun des scénarios de projection.

Tableau 13. Points de référence pour le stock occidental d'après les scénarios SS3 10 (reproducteurs plus âgés) et 11 (reproducteurs plus jeunes).

Tableau 14. Productions projetées, sur la base des résultats de la VPA, du stock occidental à un taux de mortalité par pêche de 0,11 ($F_{0,1}$) selon différents scénarios de recrutement récent.

Tableau 15. Probabilité projetée, sur la base des résultats de la VPA, d'absence de surpêche ($F < F_{0,1}$) du stock occidental dans le cadre du niveau de recrutement de 3 ans.

Tableau 16. Probabilité projetée, sur la base des résultats de la VPA, d'absence de surpêche ($F < F_{0,1}$) du stock occidental dans le cadre du niveau de recrutement de 6 ans.

Tableau 17. Probabilité projetée, sur la base des résultats de la VPA, d'absence de surpêche ($F < F_{0,1}$) du stock occidental dans le cadre du niveau de recrutement de 10 ans.

Tableau 18. Productions projetées du stock occidental d'après les scénarios SS à divers niveaux de F et postulats de recrutement.

TABLAS

Tabla 1. Resumen de los supuestos actuales con respecto a los rasgos del ciclo vital para los stocks de atún rojo del Atlántico oeste y del Atlántico este y Mediterráneo (revisión basada en la evaluación de stock de atún rojo de 2012).

Tabla 2. Mejor estimación de captura de atún rojo (captura nominal de Tarea I) por stock.

Tabla 3. Definiciones de flotas para los modelos estadísticos de captura por talla/edad.

Tabla 4. Estimaciones preliminares de extracciones totales de atún rojo del oeste en 2016 utilizadas para las proyecciones en los modelos de evaluación. Para la asignación por arte de 2016 se utilizó la misma proporción que en 2015. No se dispone de estimaciones preliminares de la captura de atún rojo del este de 2016.

Tabla 5. Esquema de tabla de sustitución para crear CAS/CAA para los stocks de atún rojo del Atlántico.

Tabla 6. Lecturas de la edad de muestras de otolitos/espinas emparejadas obtenidas de 262 ejemplares (a) y diferencias resultantes entre las edades de los otolitos y las edades de espina de referencia (b).

Tabla 7. Índices de abundancia utilizados en la evaluación de stock de 2017 para el Atlántico este.

Tabla 8. Descripción de los ensayos de VPA realizados para el stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo durante la reunión de evaluación de stock de atún rojo de 2017.

Tabla 9. Índices de abundancia utilizados para el Atlántico oeste en la evaluación de stock de 2017.

Tabla 10. Probabilidad proyectada de que la tasa de mortalidad por pesca en el stock del este sea inferior a $F_{0,1}$ basada en las proyecciones de los resultados del VPA con tres niveles de reclutamiento (bajo, medio y alto).

Tabla 11. Proyecciones a corto plazo, basadas en los resultados de SS3, para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo con diferentes supuestos y límites de captura.

Tabla 12. Ratios de SSB_i/SSB_{RMS} , basadas en los resultados de SS3, para el stock del Atlántico este y Mediterráneo para cada uno de los escenarios de proyección.

Tabla 13. Niveles de referencia para el stock occidental obtenidos a partir de los ensayos SS3 10 (reproductores mayores) y 11 (reproductores más jóvenes).

Tabla 14. Rendimientos proyectados, basados en los resultados del VPA, del stock occidental con una tasa de mortalidad por pesca de 0,10 ($F_{0,1}$) bajo escenarios alternativos de reclutamiento reciente.

Tabla 15. Probabilidad proyectada, basada en los resultados del VPA, de no sobrepesca ($F < F_{0,1}$) del stock occidental con el nivel de reclutamiento de tres años.

Tabla 16. Probabilidad proyectada, basada en los resultados del VPA, de no sobrepesca ($F < F_{0,1}$) del stock occidental con el nivel de reclutamiento de seis años.

Tabla 17. Probabilidad proyectada, basada en los resultados del VPA, de no sobrepesca ($F < F_{0,1}$) del stock occidental con el nivel de reclutamiento de diez años.

Tabla 18. Rendimientos proyectados para el stock occidental a partir de ensayos SS con varios niveles de F y supuestos de reclutamiento.

FIGURES

Figure 1. Meilleure estimation des ponctions totale des stocks de thon rouge 1950-2015.

Figure 2. Prise reconstruite de thon rouge de l'Atlantique 1512-2015. La zone bleue correspond au stock oriental, la zone rouge à l'unité de stock occidentale.

Figure 3. Prise totale de BFT de l'Est (en haut) et l'Ouest (en bas) par catégories flottilles-engins utilisée dans les modèles statistiques de capture.

Figure 4. Distribution des fréquences de taille du thon rouge par catégorie flottille-engin utilisée pour les modèles Stock synthèse.

Figure 5. Histogrammes comparant les estimations de prise par âge obtenues du découpage des cohortes (rouge) et la clef âge-longueur combinée vers l'avant et inversée (bleu).

Figure 6. Histogramme des échantillons d'épines et d'otolithes de l'Est et de l'Ouest utilisé dans la clef âge-longueur combinée vers l'avant et inversée (bleu). Axe-Y = nombre d'échantillons.

Figure 7. Distributions normales ajustées aux échantillons d'épines et d'otolithes de l'Est et de l'Ouest utilisés dans la clef âge-longueur combinée vers l'avant et inversée (bleu).

Figure 8. Histogramme des données de composition des stocks provenant de la base de données de composition des stocks de l'ICCAT indiquant la probabilité d'une origine orientale.

Figure 9. Diagramme en boîte à moustaches des données de composition des stocks provenant de la base de données de composition des stocks de l'ICCAT indiquant la proportion des poissons d'origine orientale par zone.

Figure 10. Estimations des proportions annuelles orientales par zone et engin d'après la base de données de composition des stocks de l'ICCAT indiquant la proportion des poissons d'origine orientale.

Figure 11. Proportions orientales estimées par année et flottille d'après la base de données de composition des stocks de l'ICCAT.

Figure 12. Estimations de SSB et du recrutement pour les VPA exploratoires pour le stock Ouest (lignes grises) par rapport au cas de base éventuel (ligne noire).

Figure 13. Effet de l'inclusion de la nouvelle CAA dans les scénarios ASAP pour le stock Ouest. Le scénario 4 utilise les indices de la taille du stock et la CAA de 2014. Le scénario 6 inclut les indices antérieurs de la taille du stock et la nouvelle CAA. Le scénario 7 inclut les nouveaux indices de la taille du stock et la nouvelle CAA.

Figure 14. Effet de l'élargissement de la CAA à 1960 et 1950 dans les scénarios ASAP pour le stock Ouest. La divergence a ultérieurement été résolue en utilisant $\lambda=1$ pour les nombres initiaux et $CV=0,1$.

Figure 15. Estimations d'ASAP de la SSB pour le stock Est avec et sans l'indice larvaire et lors de l'utilisation de séries divisées pour l'indice larvaire et la prospection aérienne de UE-France.

Figure 16. Estimations d'ASAP des recrues (âge 1) montrant l'influence de l'indice larvaire. La suppression de l'indice larvaire réduit la taille des classes d'âge après la classe d'âge de 2003.

Figure 17. Ajustements aux indices de CPUE pour le cas de base de la VPA pour le stock oriental (les observations apparaissent comme des points ; les prédictions du modèle apparaissent comme des lignes).

Figure 18. Schémas rétrospectifs dans le scénario du cas de base de la VPA pour le stock oriental.

Figure 19. Analyse par eustachage montrant les effets de la suppression des indices d'abondance relative individuels du cas de base de la VPA pour le stock oriental.

Figure 20. Estimations du recrutement (en nombre de poissons à l'âge 1), de la biomasse du stock reproducteur (en t) et de la mortalité par pêche (pour les âges 2 à 5 et 10+) à partir du scénario du cas de base de la VPA pour le stock oriental.

Figure 21. Scénarios de sensibilité de la VPA par rapport au cas de base pour le stock Est.

Figure 22. Biomasse du stock reproducteur (en t) estimée par la VPA et les autres modèles d'évaluation pour le stock de l'Atlantique Est et de la Méditerranée (postulant des reproducteurs plus jeunes). Le cas de base ou les scénarios les plus représentatifs de chaque modèle ont été utilisés.

Figure 23. Recrutement (en nombre de poissons à l'âge 1) estimé par la VPA et les autres modèles d'évaluation pour le stock oriental. Le cas de base ou les scénarios les plus représentatifs de chaque modèle ont été utilisés.

Figure 24. Ajustements aux indices de CPUE et valeurs résiduelles du modèle pour l'évaluation du cas de base de la VPA du stock occidental (les observations apparaissent comme des points ; les prédictions du modèle apparaissent comme des lignes).

Figure 25. Distribution des estimations par bootstrap pour le ratio de la moyenne géométrique du taux de mortalité par pêche de 2012 à 2014 par rapport à $F_{0,1}$ (histogramme et courbe de fréquence cumulative rouge) par rapport à l'estimation (jaune) de la vraisemblance maximale (déterministe) pour l'évaluation du cas de base de la VPA pour le stock occidental.

Figure 26. Schémas rétrospectifs de recrutement et biomasse reproductrice (calculés en postulant des reproducteurs plus âgés) dans l'évaluation du cas de base de la VPA du stock occidental.

Figure 27. Schémas rétrospectifs dans les estimations du cas de base de la VPA du taux de mortalité par pêche du stock occidental.

Figure 28. Analyse par eustachage montrant les effets de la suppression des indices d'abondance relative individuels du cas de base de la VPA pour le stock occidental. La biomasse reproductrice est calculée ici en postulant des reproducteurs plus âgés.

Figure 29. Estimations du cas de base de la VPA de la biomasse reproductrice (postulant des reproducteurs plus âgés) et du recrutement (âge 1) pour le stock Ouest avec des intervalles de confiance de 80% obtenus par bootstrap.

Figure 30. Estimations du cas de base de la VPA du taux de mortalité par pêche apicale du stock Ouest avec des intervalles de confiance de 80% obtenus par bootstrap. Le graphique supérieur donne l'échelle absolue et le graphique inférieur donne les valeurs par rapport à $F_{0,1}$.

Figure 31. Comparaison du cas de base de la VPA de 2017 (noir: reproducteurs plus âgés et gris : reproducteurs plus jeunes), de la VPA de continuité de 2017 (bleu et vert) et du cas de base de la VPA de 2014 (rouge) pour le stock occidental.

Figure 32. Résultats des scénarios de sensibilité de la VPA pour le stock occidental (lignes colorées) par rapport au cas de base (noir) lorsque l'ogive des reproducteurs plus âgés est utilisée pour calculer la SSB : taux de mortalité naturelle M inférieur (rouge), pondération égale des indices d'abondance (bleu foncé), incluant la CPUE de CAN_Combined_RR et US_RR>177 (« indices_avec_lignes à main », bleu clair), et prise par âge estimée avec la clef âge-longueur (ALK) pour 2010 à 2015 (vert).

Figure 33. Résultats des scénarios de sensibilité de la VPA pour le stock occidental (lignes colorées) par rapport au cas de base (noir) lorsque l'ogive des reproducteurs plus jeunes est utilisée pour calculer la SSB : taux de mortalité naturelle M inférieur (rouge), pondération égale des indices d'abondance (bleu foncé), incluant la CPUE de CAN_Combined_RR et US_RR>177 (« indices_avec_lignes à main », bleu clair), et prise par âge estimée avec la clef âge-longueur (ALK) pour 2010 à 2015 (vert).

Figure 34. Ajustements aux indices de CPUE pour le scénario SS 10 (postulant des reproducteurs plus âgés et les résultats du scénario SS 11, postulant des reproducteurs plus jeunes, ne sont pas montrés car ils sont pratiquement identiques) pour le stock occidental.

Figure 35. Sélectivité estimée pour le scénario SS 10 (postulant des reproducteurs plus âgés et les résultats du scénario SS 11, postulant des reproducteurs plus jeunes, étaient essentiellement les mêmes) pour le stock occidental. La sélectivité variant avec le temps pour JPN_LL et US_RRFS apparaît dans le panneau inférieur.

Figure 36. Ajustements aux données de composition des tailles pour toutes les années pour le scénario SS3 10 (postulant des reproducteurs plus âgés et les résultats du scénario SS3 11, postulant des reproducteurs plus jeunes, ne sont pas montrés par souci de concision car ils sont pratiquement identiques) pour le stock occidental.

Figure 37. Diagrammes rétrospectifs de la SSB et du recrutement (âge 0) pour les scénarios SS3 10 (reproducteurs plus âgés) et 11 (reproducteurs plus jeunes) pour le stock occidental.

Figure 38. Estimations de la SSB et du recrutement (âge 0) de la procédure par eustachage de suppression d'un indice à la fois pour les scénarios SS 10 (reproducteurs plus âgés) et 11 (reproducteurs plus jeunes) pour le stock occidental.

Figure 39. Séries temporelles de la biomasse totale, de la SSB, des recrues (âge 0) et de F (moyenne de F pour les âges 10-20) pour les scénarios SS3 10 (reproducteurs plus âgés) et 11 (reproducteurs plus jeunes) pour le stock occidental.

Figure 40. Estimations de la relation reproducteurs-recrues de Beverton-Holt et des déviations du recrutement (âge 0) pour les scénarios SS 10 (reproducteurs plus âgés - panneau supérieur) et 11 (reproducteurs plus jeunes - panneau inférieur) pour le stock occidental. La ligne verte est le niveau de recrutement ajusté pendant la période où les déviations de recrutement sont estimés. Le niveau de l'ajustement ou la réduction des niveaux de recrutement est déterminé par un facteur de correction de biais qui rend le niveau moyen de recrutement pendant la période d'estimation de la déviation du recrutement égal à R_0 . La steepness a été estimée à 0,54 et 0,45, respectivement, pour les scénarios SS3 10 et 11. Les points bleus sont les déviations de recrutement « futurs » qui sont partiellement estimées pour 2015 et ne sont pas estimés pour 2016.

Figure 41. Série temporelle de la SSB et des recrues (âge 0) à partir du cas de base du modèle SS3 postulant des reproducteurs plus âgés (en haut, en noir) et des reproducteurs plus jeunes (en bas, en rouge) pour le stock occidental.

Figure 42. Série temporelle de la SSB et des recrues (âge 0) pour tous les scénarios de sensibilité du modèle SS3 pour le stock occidental, exception faite de la relation stock-recrutement illimitée qui a estimé des recrues en dehors de l'échelle des scénarios pour quelques années. Le panneau inférieur isole la différence avec ou sans le vecteur du biais de détermination de l'âge.

Figure 43. Série temporelle de la SSB et des recrues (âge 0) pour les scénarios de sensibilité SS3 pour le stock occidental. Le panneau supérieur isole la différence avec ou sans le facteur environnemental sur la capturabilité pour les trois indices. Les panneaux du milieu isolent la différence entre l'ancienne et la nouvelle relation longueur-poids et le panneau inférieur montre les scénarios avec la plus grande divergence par rapport au cas de base, le scénario des reproducteurs plus âgés qui a obtenu la valeur inférieure $M = 0,07$ et le scénario sans une relation stock-recrutement imposée.

Figure 44. Comparaison des estimations de VPA et SS3 de la SSB et des recrues (âge 1) pour le stock occidental.

Figure 45. Comparaison des estimations de VPA et SS3 de F pour les âges 10+ et F pour le stock occidental.

Figure 46. Comparaison de plusieurs modèles (VPA, SS et SCAL) de la SSB et des recrues pour le stock occidental postulant des reproducteurs plus âgés.

Figure 47. Comparaison de plusieurs modèles (VPA, SS3 et ASAP) de la SSB et des recrues pour le stock occidental postulant des reproducteurs plus jeunes.

Figure 48. Fraction estimée du stock oriental qui se déplace vers l'Ouest (graphique gauche) et fraction du stock occidental qui se déplace vers l'Est (graphique droite) par groupes d'âge en utilisant le modèle de chevauchement dans VPA-2box.

Figure 49. Estimations de la biomasse reproductrice (calculée avec l'ogive des reproducteurs plus jeunes) des stocks de l'Ouest (WBFT) et de l'Est (EBFT) en utilisant le modèle de chevauchement avec des données de marquage conventionnel (en bleu) et des données de composition des stocks (en vert) par rapport aux résultats obtenus avec l'absence de mélange (et sans données de marquage ou de composition des stocks).

Figure 50. Diagramme de phase de Kobe représentant l'état des stocks de l'Atlantique Est et la Méditerranée pour le scénario du cas de base de la VPA et son incertitude, selon différents scénarios de recrutement.

Figure 51. Diagramme circulaire de Kobe représentant le pourcentage des bootstraps s'inscrivant dans les différentes catégories d'état en 2016.

Figure 52. Projections de la biomasse du stock reproducteur, basées sur les résultats de la VPA, du stock oriental par rapport à la valeur en conditions d'équilibre à $F_{0,1}$ selon les trois scénarios de recrutement alternatifs avec des limites de capture oscillant entre 0-50.000 t et avec deux taux de mortalité par pêche (F_{actuel} et $F_{0,1}$). Il est à noter que le calcul de $SSB_{0,1}$ postule que les recrutements demeureront aux mêmes niveaux à l'avenir.

Figure 53. Projections basées sur différents postulats de F et de limites de capture de 2017 à 2026 à partir du modèle SS3 pour le thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée.

Figure 54. Production par recrue du stock occidental pour les scénarios SS3 10 (reproducteurs plus âgés - à gauche) et 11 (reproducteurs plus jeunes - à droite).

Figure 55. Niveaux de recrutement projetés (âge 1) obtenus à partir du cas de base de la VPA pour le stock occidental selon trois scénarios alternatifs (moyenne géométrique du recrutement sur 3 ans, 6 ans et 10 ans).

Figure 56. Biomasse totale projetée, basée sur les résultats de la VPA, pour le stock occidental selon les trois scénarios de recrutement et différents niveaux de production constante.

Figure 57. Biomasse du stock reproducteur projetée, basée sur les résultats de la VPA, pour le stock occidental selon des scénarios de recrutement alternatifs et des postulats de reproduction à l'âge.

Figure 58. Projections de la SSB (en haut) et des recrues (âge 0, en bas) avec des limites de capture fixes, $F_{0,1}$, F_{PME} et une moyenne des scénarios de F actuel à partir de SS3 pour le stock occidental, en postulant des reproducteurs plus âgés (à gauche) et des reproducteurs plus jeunes (à droite). Le recrutement est issu de la relation stock-recrutement de Beverton et Holt postulant le recrutement moyen à long terme pour ces scénarios.

Figure 59. Productions projetées de SS3 pour le stock occidental postulant des reproducteurs plus âgés (à droite) et plus jeunes (à gauche), à $F_{0,1}$ pour les recrutements à 3, 6 et 10 ans et F_{PME} postulant que les déviations du recrutement de la relation stock-recrutement de Beverton et Holt sont obtenues des années de fort recrutement (2003-2012), de recrutement moyen (2007-2012) ou de faible recrutement (2009-2012) ou reviennent au recrutement moyen à long terme (SRR).

Figure 60. Estimations historiques et projections futures de la biomasse reproductrice et du recrutement (âge 0) pour les reproducteurs plus âgés (Hi) et plus jeunes (Lo) de SS3 pour le stock occidental. Le panneau de droite montre les mêmes diagrammes pour une courte période temporelle (2000-2025). Les recrutements sont issus des déviations de recrutement de la relation stock-recrutement de Beverton et Holt à partir des années de fort recrutement (2003-2012), de recrutement moyen (2007-2012) ou de faible recrutement (2009-2012) ou reviennent au recrutement moyen à long terme (SRR).

FIGURAS

- Figura 1.** Mejor estimación de las extracciones de captura total de los stocks de atún rojo 1950-2015.
- Figura 2.** Reconstrucción de capturas de atún rojo del Atlántico 1512-2015. La zona azul corresponde a la unidad del stock del este y la roja a la del oeste.
- Figura 3.** Capturas totales de atún rojo del este (arriba) y oeste (abajo) por categorías de flota-arte utilizadas en los modelos estadísticos de captura.
- Figura 4.** Distribuciones de frecuencias de tallas de atún rojo por categoría de arte-flota utilizadas para los modelos Stock Synthesis.
- Figura 5.** Histogramas que comparan las estimaciones de captura por edad obtenidas a partir de separación de cohortes (rojo) y la clave edad-talla que combina hacia delante e inversa (azul).
- Figura 6.** Histograma de muestras de otolitos y espinas del stock oriental y occidental utilizadas en la clave edad-talla que combina hacia delante e inversa (azul). Eje Y = número de muestras.
- Figura 7.** Distribuciones normales ajustadas a las muestras de espinas y otolitos orientales y occidentales utilizadas en la clave edad-talla que combina hacia delante e inversa (azul).
- Figura 8.** Histograma de datos de composición de stock obtenidos de la base de datos de composición de stock de ICCAT que indican la probabilidad de origen oriental.
- Figura 9.** Gráfica de caja de datos de composición de stock obtenidos de la base de datos de composición de stock de ICCAT que indican la proporción de peces de origen oriental por área.
- Figura 10.** Proporciones estimadas anuales orientales por área y arte de la base de datos de composición de stock de ICCAT que indican la proporción de peces de origen oriental.
- Figura 11.** Proporciones estimadas orientales por año y flota a partir de la base de datos de composición de stock de ICCAT.
- Figura 12.** Estimaciones de SSB y reclutamiento para los VPA exploratorios para el stock occidental (líneas grises) comparadas con el caso base eventual (línea negra).
- Figura 13.** Efecto de la inclusión de la nueva CAA en los ensayos ASAP para el stock occidental. El ensayo 4 utiliza los índices de tamaño del stock y la CAA de 2014. El ensayo 6 utiliza la nueva CAA y los anteriores índices de tamaño del stock. El ensayo 7 utiliza la nueva CAA y los nuevos índices de tamaño del stock.
- Figura 14.** Efecto de la ampliación de CAA hasta 1960 y 1950 en los ensayos ASAP para el stock occidental. La discrepancia se resolvió posteriormente utilizando $\lambda = 1$ para los números iniciales y $CV=0,1$.
- Figura 15.** Estimaciones ASAP de la SSB para el stock oriental con y sin índice larvario y al utilizar las series divididas para el índice larvario y la prospección aérea de UE-Francia.
- Figura 16.** Estimaciones ASAP de reclutas (edad 1) que muestran la influencia del índice larvario. La eliminación del índice larvario reduce el tamaño de las clases anuales posteriores a la clase anual de 2003.
- Figura 17.** Ajustes a los índices de CPUE para el caso base del modelo VPA para el stock oriental (las observaciones se representan con puntos y las predicciones del modelo con líneas).
- Figura 18.** Patrones retrospectivos en el ensayo de caso base del modelo VPA para el stock oriental.
- Figura 19.** Análisis jackknife que muestra los efectos de eliminar índices individuales de abundancia relativa del caso base del VPA para el stock oriental.
- Figura 20.** Estimaciones de reclutamiento (en número de peces de edad 1), de biomasa del stock reproductor (en t) y de mortalidad por pesca (para las edades 2 a 5 y 10+) a partir del ensayo del caso base del VPA para el stock oriental.

Figura 21. Ensayos de sensibilidad del VPA con respecto al caso base para el stock oriental.

Figura 22. Biomasa del stock reproductor (en t) estimada por el VPA y por los otros modelos de evaluación para el stock del Atlántico este y Mediterráneo (asumiendo una edad de reproducción más joven). Se utilizó el caso base o los ensayos más representativos de cada modelo.

Figura 23. Reclutamiento (en número de peces de edad 1) estimado por el VPA y los otros modelos de evaluación para el stock oriental. Se utilizó el caso base o los ensayos más representativos de cada modelo.

Figura 24. Ajustes a los índices de CPUE y valores residuales del modelo para el caso base del modelo VPA para el stock occidentales (las observaciones se representan con puntos y las predicciones del modelo con líneas).

Figura 25. Distribución de estimaciones sometidas a bootstrap para la ratio de la media geométrica de la tasa de mortalidad por pesca para 2012-2014 con respecto a $F_{0,1}$ (histograma y curva de frecuencia acumulativa, en rojo) comparada con la estimación de máxima verosimilitud (determinista) (en amarillo) para la evaluación del caso base del VPA del stock occidental.

Figura 26. Patrones retrospectivos de reclutamiento y biomasa reproductora (calculados asumiendo una edad mayor de reproducción) en la evaluación del caso base del VPA del stock occidental.

Figura 27. Patrones retrospectivos en las estimaciones del caso base del VPA de la tasa de mortalidad por pesca del stock occidental.

Figura 28. Análisis jackknife que muestra los efectos de eliminar índices individuales de abundancia relativa del caso base del VPA para el stock occidental. La biomasa reproductora se calculó asumiendo una edad mayor de reproducción.

Figura 29. Estimaciones del caso base del VPA de la biomasa reproductora (asumiendo una edad mayor de reproducción) y reclutamiento (edad 1) para el stock occidental con intervalos de confianza del 80% obtenidos mediante bootstrap.

Figura 30. Estimaciones del caso base del VPA de tasas de mortalidad por pesca apical para el stock occidental con intervalos de confianza del 80% obtenidos mediante bootstrap. El gráfico superior muestra la escala absoluta el inferior los valores con respecto a $F_{0,1}$.

Figura 31. Comparación del caso base del VPA de 2017 (negro: edad mayor de reproducción, y gris: edad más joven de reproducción), el ensayo de continuidad del VPA de 2017 (azul y verde) y el caso base del VPA de 2014 (rojo) para el stock occidental.

Figura 32. Resultados de los ensayos de sensibilidad del VPA para el stock occidental (líneas coloreadas) comparados con los del caso base (línea negra) cuando se utiliza la ojiva de edad mayor de reproducción para calcular la SSB: tasa de mortalidad natural inferior M (en rojo), ponderación igual de los índices de abundancia (azul oscuro), incluyendo las CPUE CAN_Combined_RR y US_RR>177 ('With_handlines_indices', azul claro) y la captura por edad estimada con la clave edad talla (ALK) para el periodo de 2010 a 2015 (verde).

Figura 33. Resultados de los ensayos de sensibilidad del VPA para el stock occidental (líneas coloreadas) comparados con los del caso base (línea negra) cuando se utiliza la ojiva de edad más joven de reproducción para calcular la SSB: tasa de mortalidad natural inferior M (en rojo), ponderación igual de los índices de abundancia (azul oscuro), incluyendo las CPUE CAN_Combined_RR y US_RR>177 ('With_handlines_indices', azul claro) y la captura por edad estimada con la clave edad talla (ALK) para el periodo de 2010 a 2015 (verde).

Figura 34. Ajustes a los índices de CPUE para el ensayo 10 de SS (que asume una edad de reproducción mayor, no se muestran los resultados del ensayo 11 de SS que asumen una edad de reproducción más joven porque son casi idénticos) para el stock occidental.

Figura 35. Selectividad estimada para el ensayo 10 de SS (que asume una edad de reproducción mayor, no se muestran los resultados del ensayo 11 de SS que asumen una edad de reproducción más joven porque son casi idénticos) para el stock occidental. Para JPN_LL and US_RRFS la selectividad que varía en el tiempo se muestra abajo.

Figura 36. Ajustes a los datos de composición por talla para todos los años del ensayo 10 de SS (que asume una edad de reproducción mayor, no se muestran los resultados del ensayo 11 de SS que asumen una edad de reproducción más joven para abreviar porque son casi idénticos) para el stock occidental.

Figura 37. Diagramas retrospectivos de SSB y de reclutamiento (edad 0) para el ensayo 10 (edad de reproducción mayor) y el ensayo 11 (edad de reproducción más joven) de SS para el stock occidental.

Figura 38. Estimaciones de SSB y de reclutamiento (edad 0) mediante el procedimiento jackknife de eliminación de un índice cada vez para el ensayo 10 (edad de reproducción mayor) y el ensayo 11 (edad de reproducción más joven) de SS para el stock occidental.

Figura 39. Series temporales de biomasa total, SSB, reclutas (edad 0) y F (promedio de F en edades 10-20) para el ensayo 10 (edad de reproducción mayor) y el ensayo 11 (edad de reproducción más joven) de SS3 para el stock occidental.

Figura 40. Relación reproductor-recluta de Beverton-Holt estimada y desviaciones de reclutamiento (edad 0) para el ensayo 10 (edad de reproducción mayor-arriba) y el ensayo 11 (edad de reproducción más joven-abajo) de SS para el stock occidental. La línea verde es el nivel de reclutamiento ajustado durante el periodo para el que se estimaron desviaciones del reclutamiento. El nivel de ajuste o reducción en el nivel de reclutamiento queda determinado por un factor de corrección de sesgo que hace que el nivel medio de reclutamiento durante el periodo de desviación de reclutamiento estimado sea igual a R_0 . La inclinación se estimó en 0,54 y 0,45, respectivamente, para los ensayos 10 y 11 de SS3. Los puntos azules representan desviaciones del reclutamiento futuras que son parcialmente estimadas para 2015 y no se estiman para 2016.

Figura 41. Series temporales de SSB y reclutas (edad 0) a partir del caso base del modelo SS3 que asume una edad de reproducción mayor (arriba en negro) y una edad de reproducción más joven (abajo en rojo) para el stock occidental.

Figura 42. Series temporales de SSB y reclutas (edad 0) para todos los ensayos de sensibilidad del modelo SS3 para el stock occidental, excepto la relación stock-reclutamiento no constreñida que estimaba reclutas más allá de la escala de los ensayos para algunos años. En el panel inferior se aísla la diferencia que supone incluir o no el vector de sesgo de determinación de la edad.

Figura 43. Series temporales de SSB y reclutas (edad 0) para los ensayos de sensibilidad de SS3 para el stock occidental. En el panel superior se aísla la diferencia que supone incluir o no el factor medioambiental en la capturabilidad para los tres índices. En los paneles de en medio se aísla la diferencia que supone la inclusión de la relación talla-peso nueva o anterior, y en el panel inferior se muestran los ensayos con la mayor divergencia con respecto al caso base, el ensayo que asume una edad mayor de reproducción que obtuvo el valor inferior $M=0,07$ y el ensayo sin relación stock-reclutamiento impuesta.

Figura 44. Comparación de las estimaciones de SSB y de reclutas (edad 1) del VPA y del SS3 para el stock occidental.

Figura 45. Comparación de las estimaciones de F en edades 10 y F del VPA y del SS3 para el stock occidental.

Figura 46. Comparación de varios modelos (VPA, SS y SCAL) de la SSB y de los reclutas para el stock occidental asumiendo una edad mayor de reproducción.

Figura 47. Comparación de la SSB y los reclutas obtenidos por varios modelos (VPA, SS y ASAP) para el stock occidental asumiendo una edad más joven de reproducción.

Figura 48. Fracción estimada de stock oriental que se desplaza hacia el oeste (izquierda) y fracción de stock occidental que se desplaza hacia el este (derecha) por grupos de edad utilizando el modelo de solapamiento en VPA-2box.

Figura 49. Biomasa reproductora estimada (calculada con la ojiva de edad de reproducción más joven) de los stocks occidental (WBFT) y oriental (EBFT) utilizando el modelo de solapamiento con los datos de marcado convencional (azul) y los datos de composición de stock (verde) con respecto a los resultados obtenidos sin mezcla (y sin datos de marcado o de composición de stock).

Figura 50. Diagrama de fase de Kobe que muestra el estado del stock del Atlántico este y Mediterráneo para el ensayo del caso base del VPA y su incertidumbre bajo diferentes escenarios de reclutamiento.

Figura 51. Diagrama de tarta de Kobe que representa el porcentaje de bootstraps que se encuadra en cada categoría de estado en 2016.

Figura 52. Proyección de la biomasa del stock reproductor, basada en los resultados del VPA, del stock oriental con respecto al valor en equilibrio en $F_{0,1}$ bajo los tres escenarios alternativos de reclutamiento con límites de captura que oscilan entre 0 y 50.000 t y dos tasas de mortalidad por pesca (F_{actual} y $F_{0,1}$). Cabe señalar que para el cálculo de $SSB_{0,1}$ se asume que los reclutamientos se mantendrían en los mismos niveles en el futuro.

Figura 53. Proyecciones basadas en diferentes supuestos de F y de límites de captura para 2017 a 2026, a partir del modelo SS3 para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo.

Figura 54. Rendimiento por recluta del stock occidental para los ensayos 10 (edad mayor de reproducción-izquierda) y 11 (edad de reproducción más joven - derecha) de SS3.

Figura 55. Niveles de reclutamiento proyectados (edad 1) derivados del caso base del VPA para el stock occidental bajo los tres escenarios alternativos (media geométrica del reclutamiento en 3 años, 6 años y 10 años).

Figura 56. Biomasa total proyectada, basada en los resultados del VPA, para el stock occidental bajo los tres escenarios de reclutamiento y con diferentes niveles de rendimiento constante.

Figura 57. Biomasa del stock reproductor proyectada, basada en los resultados del VPA, para el stock occidental bajo escenarios alternativos de reclutamiento y supuestos de reproducción por edad.

Figura 58. Proyección de SSB (arriba) y reclutas (edad 0, abajo) con límites de captura fijos, $F_{0,1}$, F_{RMS} y el promedio de los escenarios de F actual a partir del modelo SS3 para el stock occidental, asumiendo una edad de reproducción mayor (izquierda) y más joven (derecha). El reclutamiento se extrajo de la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt asumiendo el reclutamiento medio a largo plazo para estos ensayos.

Figura 59. Rendimientos proyectados a partir del SS3 para el stock occidental asumiendo una edad de reproducción mayor (derecha) y más joven (izquierda), en $F_{0,1}$ para reclutamientos de 3, 6 y 10 años y F_{RMS} asumiendo las desviaciones de reclutamiento de la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt para los años de reclutamiento alto (2003-2012), medio (2007-2012) o bajo (2009-2012) o que vuelven al promedio de reclutamiento a largo plazo (SRR).

Figura 60. Estimación histórica y proyección futura de la biomasa reproductora y del reclutamiento (edad 0), asumiendo una edad de reproducción mayor (H_i) y más joven (L_o) a partir de SS3 para el stock occidental. En el panel derecho se muestran los mismos gráficos para un periodo de tiempo corto (2000 a 2025). Los reclutamientos se generaron a partir de desviaciones del reclutamiento de la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt para los años de reclutamiento alto (2003-2012), medio (2007-2012) o bajo (2009-2012) o asumiendo que vuelven al promedio de reclutamiento a largo plazo (SRR).

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour.

Appendice 2. Liste des participants.

Appendice 3. Liste des documents et des présentations.

Appendice 4. Résumés des documents SCRS tels que fournis par les auteurs.

Appendice 5. Fichier de contrôle pour le scénario SS 10 pour le thon rouge de l'Ouest (âge avancé à la maturité) Cet **appendice** est disponible en format électronique (http://www.iccat.int/documents/meetings/docs/2017_BFT_ASS_REP_App5.pdf).

Appendice 6. Fichier de contrôle pour VPA-2BOX pour le thon rouge de l'Ouest. Cet **appendice** est disponible en format électronique (www.iccat.int/documents/meetings/docs/2017_BFT_ASS_REP_App6.pdf).

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día.

Apéndice 2. Lista de participantes.

Apéndice 3. Lista de documentos y presentaciones.

Apéndice 4. Resúmenes de documentos SCRS presentados por los autores.

Apéndice 5. Archivo de control del ensayo 10 de SS (edad avanzada de madurez) para el atún rojo occidental.

Este Apéndice está disponible en [formato electrónico](#).

Apéndice 6. Archivo de control del VPA-2BOX para el atún rojo occidental.

Este Apéndice está disponible en [formato electrónico](#).

Table 1. Summary of the current assumptions concerning life history attributes for the West Atlantic and East Atlantic and Mediterranean Bluefin tuna stocks (revised based on BFT 2012 stock assessment).

<i>Life history attribute</i>	<i>Assumption used by the SCRS</i>	<i>Source (see also ICCAT Manual)</i>	<i>Notes</i>
Growth (length at age)	<p><u>West:</u> Richards model $A_1=0; A_2=34; L_1=33.0; L_2=270.6; K=0.22; p=-0.12$</p> <p><u>East & Med.:</u> Von Bertalanffy model $K=0.093; L_\infty=319\text{ cm}; t_0=-0.97$</p>	<p>Ailloud <i>et al.</i> (2017)</p> <p>Cort (1991)</p>	For the west, the SCRS adopted the growth curve of Ailloud <i>et al.</i> (2017) in 2017.
Growth (length-weight)	<p>Area and season specific conversions are used, overall equations:</p> <p><u>West:</u> $W=0.0000177054*L^{3.001251847}$</p> <p><u>East & Med.:</u> $W=0.0000350801*L^{2.878451}$</p>	Rodriguez-Marin <i>et al.</i> (2015)	The seasonal specific conversions by area are in <i>ICCAT Manual</i> (BFT-Table2, conversion factor)
Natural mortality	<p>West and East & Med.: Starting at age 1: 0.41, 0.32, 0.26, 0.22, 0.19, 0.17, 0.15, 0.14, 0.13, 0.12 (ages 10-11), 0.11 (ages 13-20), and 0.10 yr⁻¹ (ages 20 plus)</p>	Lorenzen (1996) mortality vector based on the growth model (Ailloud <i>et al.</i> , 2017) and rescaled to have a value of 0.1 at age 20	SCRS/2017/083 Size-weight relationship (Rodriguez-Marin <i>et al.</i> , 2015)
Longevity	<p><u>West:</u> 32 yr</p> <p><u>East & Med.:</u> > 20 yr</p>	<p>Neilson and Campana (2008)</p> <p>Fromentin and Fonteneau (2001)</p>	<p>Based on radiocarbon traces.</p> <p>Based on tagging data.</p>
Spawning-at-age	<p><u>West older spawning:</u> Starting at age 1: 0, 0, 0, 0, 0, 0.001, 0.007, 0.039, 0.186, 0.563, 0.879, 0.976, 0.996, 0.999, 1, 1 (age 20)</p> <p><u>West younger spawning:</u> Same as East Atlantic</p> <p><u>East & Med.:</u> 50% spawning at age 4 (115 cm / 30 kg). Starting at age 1: 0, 0, 0.25, 0.5, 1 (ages older 5)</p>	<p>Porch and Hanke (2017)</p> <p>Anon. 1997</p>	Porch and Hanke (SCRS/2017/164) estimated spawning fraction oogive based on age composition data from the U.S. longline fishery in the Gulf of Mexico 2009-2014. Recent findings indicate fish were mature at age 5 (SCRS/2012/161). M_{50} at 105cm, (age 3.5) from Corriero <i>et al.</i> (2005)

Spawning area	<p><u>West:</u> Gulf of Mexico.</p> <p><u>East & Med.:</u> Around Balearic Islands, Tyrrhenian Sea, central Mediterranean and Levantine Sea.</p>	Multiple sources, see Rooker <i>et al.</i> (2007) and Fromentin and Powers (2005) or Mather <i>et al.</i> (1995) for reviews.	<p>Other spawning areas have been identified, but not yet demonstrated to be important.</p> <p>See presentation 2012/149 for further information on spawning in the Mediterranean.</p>
Spawning season	<p><u>West:</u> April to mid-June.</p> <p><u>East & Med.:</u> eastern Med.: mid-May to mid-June western Med.: mid-June to mid-July</p>	As above.	Timing of the spawning season can change from year to year due to environmental conditions.

Table 3. Fleet definitions for the statistical catch at size/age models.

East & Med BFT					West BFT				
Fleet_SS	GearGrp	Flag	Min Year	Max YearC	Fleet_SS	GearGrp	Flag	Min YearC	Max YearC
BB_SPA	BB	EU.España	1953	2006	JAPAN_LL	LL	Japan	1957	2015
BB_SPAFRA	BB	EU.España	2007	2015	JPN_LL_GOM	LL	Japan	1973	1981
		EU.France	2013	2015	OTHER_LL	LL	Canada	1986	2015
LL_JPN_EM	LL	Japan	1956	2010			Chinese Taipei	1983	1997
LL_JPN_NE	LL	Japan	1990	2015			FR.St Pierre et Miquelon	2010	2013
LL_OTH	LL	Algerie	2000	2009			Japan (foreign obs.)	1981	1988
		Canada	1999	2014			U.S.A.	1983	2015
		China PR	1995	2015			UK.Bermuda	2009	2009
		Chinese Taipei	1983	2006	OTHER_LL_GOM	LL	Cuba	2002	2002
		EU.Croatia	2009	2013			Mexico	1994	2015
		EU.Cyprus	2005	2015			U.S.A.	1984	2015
		EU.España	1984	2015	US_CAN_PSFBS	PS	Canada	1977	1981
		EU.France	2014	2015			U.S.A.	1979	2015
		EU.Greece	1999	2013	US_CAN_PSFBS	PS	Canada	1977	1981
		EU.Italy	1990	2015			U.S.A.	1979	1990
		EU.Malta	2005	2015	USA_CAN_HPNS	HP	Canada	1993	2015
		EU.Portugal	2005	2015			U.S.A.	1983	2015
		Iceland	2012	2014	US_RR_FB	HL	U.S.A.	1983	2013
		Korea Rep.	1983	1983		RR	U.S.A.	1972	2015
		Libya	2002	2009	CAN_HL	HL	Canada	2015	2015
		Turkey	2014	2014		RR	Canada	1991	2015
PS_FRA	PS	EU.France	1970	2015		TL	Canada	1974	2015
PS_HRV	PS	EU.Croatia	2002	2015	US_RR_FS	HL	U.S.A.	1983	1991
PS_NOR	PS	Norway	1950	1984		RR	U.S.A.	1976	2015
PS_OTH			1975	2015	USA_TRP	TP	U.S.A.	1955	1961
TRP_MARPOR	TP	EU.Portugal	2012	2015	CAN_TRP	TP	Canada	1975	2015
		Maroc	2012	2015	OTHER			1984	2013
TRP_MARSPA	TP	EU.España	1956	2011					
		Maroc	2006	2011					
TRP_OTH	TP	Algerie	1992	1992					
		EU.España	2012	2015					
		EU.Italy	1956	2011					
		EU.Portugal	1958	2011					
		Libya	1964	2005					
		Tunisie	1990	1997					
		Turkey	1976	1993					
OTHER			1952	2015					

Table 4. Preliminary estimates of total removals for the West BFT 2016 used for projections in the assessment models. Allocation by gear for 2016 used the same proportion as in 2015. No preliminary estimates of catch were available for East BFT 2016.

Decade		2010						
Stock		BFT-W						
Sum of Qty_t		YearC						
Flag	GearCode	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Brazil	LLFB			1				
Brazil Total				1				
Canada	HAND						2	2
	HARPE	37	30	31	25	11	26	23
	LL-surf	89	112	65	67	61	74	67
	RR	324	295	347	325	331	389	350
	TL	40	30	34	52	40	35	32
	TRAP	39	26	17	11	20	6	6
	TRAW						1	1
	TROL		16					
Canada Total		530	510	493	480	463	533	480
FR.St Pierre et Miquelon	LL	8	0		0	0	9	
FR.St Pierre et Miquelon Total		8	0		0	0	9	9
ICCAT (RMA)	RR				0			
ICCAT (RMA) Total					0			
Japan	LL	353	578	289	317	302	347	
Japan Total		353	578	289	317	302	347	345
Mexico	LL	14	14	52	23	51	53	
Mexico Total		14	14	52	23	51	53	53
U.S.A.	HAND	3	1	1	0			
	HARP	29	70	52	45	68	77	88
	LL	239	241	295	208	222	89	101
	PS			2	43	42	39	44
	RR						694	792
	RRFB	571	419	420	250	378		
	RRFS	111	173	149	115	100		
	TRAW		0					
U.S.A. Total		953	905	919	661	810	899	1025
UK.Bermuda	LLSWO		0				0	
	RR			0	1			
UK.Bermuda Total			0	0	1		0	
UK.British Virgin Islands	RR					0	0	
UK.British Virgin Islands Total						0	0	
UK.Turks and Caicos	LLFB					0		
UK.Turks and Caicos Total						0		
Grand Total		1857	2007	1754	1482	1626	1842	1912

Table 5. Substitution table scheme for creating CAS/CAA for Atlantic bluefin tuna stocks.

			Used sz/cs series (P= previous year, D=discards)															
t1Stock	t1GearG	t1FlagN	BB EU.Esp aña	HL Croatia	EU.Esp aña	LL Canada	EU.Cypr us	EU.Esp aña	EU.Mal EU.Italy	Japan	Mexico	U.S.A.	PS EU.Fran ce	EU.Italy	Turkey	SP EU.Italy	TP EU.Port ugal	TW EU.Fran ce
ATE	BB	EU.France	X															
	HL	EU.France			X													
	LL	China P.R.								X								
		EU.France			X													
		EU.Portugal								X								
	PS	EU.Portugal																X
	UN	EU.France																X
MED	HL	Croatia		X														
		EU.France						X										
		EU.Greece		X														
	LL	EU.Cyprus				X												
		EU.France						X										
		EU.Greece					X											
		EU.Malta							X									
		Maroc							X									
	PS	Croatia											X					
		EU.España											X					
		EU.Greece											X					
		EU.Malta												X				
		Libya											X					
		Maroc											X					
		Syria Rep.											X					
		Tunisie											X					
		Turkey											X		X			
SP	EU.España							X										
	EU.Italy							X								X		
TP	EU.Italy								X									
TW	EU.France											X						
UN	EU.France											X						
	EU.Italy							X								X		
ATW	LL	Canada				X												
		Mexico									X							

Table 6. Age readings from paired otolith/spine samples obtained from 262 individuals (a) and resulting differences in otolith ages compared to reference spine ages (b).

a.

AGE READING FROM OTOLITH

AGE READING FROM SPINE	AGE READING FROM OTOLITH													
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
0	22	2												
1		7	4											
2		5	11	11	1									
3			2	18	10	1								
4			1	2	14	25	3							
5				1	7	23	11	7	2					
6					3	4	11	10	11	1	1	1		
7							1	9	7	9	1	2	1	

b.

Spine reference age	0	1	2	3	4	5	6	7
bias corrected otolith age reading	0.083	1.36	2.29	3.32	4.6	5.43	6.81	8.333

Table 7. Abundance indices used for East Atlantic in 2017 stock assessment.

<i>series</i>	SPN BB		SPN-FR BB		MOR-SPN TRAP		MOR-POR TRAP		JPN LL Eat&Med		JPN LL NEAtl1		JPN LL NEAtl2		French Aerial survey 1		French Aerial survey 2		WMed Larval Survey	
<i>age</i>	2-3		3-6		6+		10+		6 - 10		4 - 10		4 - 10		2-4		2-4		Spawners	
<i>indexing</i>	Weight		Weight		Number		Number		Number		Number		Number		Number of schools		Number of schools		West Med	
<i>area</i>	East Atlantic		East Atlantic		East Atl and Med		East Atl and Med		East Atl and Med		NEast Atl		NEast Atl		West Med		West Med		West Med	
<i>method</i>	Delta lognormal		Delta lognormal		Neg. Binom.		Neg. Binom.		Delta Lognormal		Delta Lognormal		Delta Lognormal							
<i>time of the year</i>	Mid-year		Mid-year		Mid-year		Mid-year		Mid-year		Begin-year		Begin-year		Mid-year		Mid-year			
<i>source</i>	SCRS/2014/054		SCRS/2015/169		SCRS/2014/060		SCRS/2017/XXX		SCRS/2012/131		SCRS/2017/025		SCRS/2017/025		SCRS/2016/153		SCRS/2016/153		SCRS/P/2017/033	
Year	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Index	CV	Index	CV	Index	CV
1952	179.22	0.43																		
1953	184.74	0.53																		
1954	226.46	0.41																		
1955	187.01	0.42																		
1956	470.53	0.43																		
1957	315.05	0.41																		
1958	252.25	0.41																		
1959	506.79	0.41																		
1960	485.16	0.43																		
1961	327.29	0.41																		
1962	180.12	0.46																		
1963	312.09	0.49																		
1964	457.40	0.42																		
1965	228.91	0.41																		
1966	349.10	0.42																		
1967	345.89	0.41																		
1968	447.00	0.42																		
1969	610.62	0.40																		
1970	594.66	0.43																		
1971	744.71	0.40																		
1972	525.63	0.41																		
1973	535.63	0.40																		
1974	245.39	0.44																		
1975	484.22	0.41							1.90	0.15										
1976	483.96	0.41							2.15	0.12										
1977	547.56	0.41							3.53	0.14										
1978	705.26	0.41							1.50	0.15										
1979	623.01	0.41							2.70	0.14										
1980	634.81	0.45							1.69	0.16										
1981	510.66	0.42			768.36	0.57			1.63	0.17										
1982	503.78	0.42			1038.12	0.35			3.32	0.13										
1983	625.14	0.43			1092.05	0.35			2.12	0.13										
1984	331.71	0.45			1200.27	0.35			1.62	0.12										
1985	1125.74	0.41			814.46	0.35			1.75	0.15										
1986	751.21	0.42			394.33	0.28			1.32	0.14										
1987	1008.43	0.42			433.53	0.28			2.16	0.13										
1988	1394.68	0.42			1014.56	0.28			1.35	0.14										
1989	1285.60	0.40			531.45	0.26			1.05	0.16										
1990	986.51	0.41			614.37	0.23			1.41	0.14	0.47	0.35								
1991	901.20	0.42			727.86	0.23			1.21	0.13	0.53	0.31								
1992	695.16	0.43			313.95	0.23			1.03	0.14	0.87	0.24								
1993	2093.55	0.40			325.36	0.23			1.04	0.14	0.74	0.22								
1994	1007.03	0.42			341.90	0.23			1.12	0.16	0.93	0.23								
1995	1235.91	0.41			223.43	0.23			1.42	0.15	0.97	0.22								
1996	1739.29	0.40			375.22	0.25			0.50	0.22	2.84	0.22								
1997	2246.41	0.40			992.41	0.25			0.53	0.21	1.51	0.24								
1998	879.51	0.41			925.14	0.25			0.71	0.17	0.87	0.25								
1999	339.77	0.44			1137.45	0.25			0.64	0.22	1.25	0.22								
2000	960.44	0.40			739.23	0.23			0.74	0.20	0.98	0.22			0.02	0.39				
2001	704.49	0.45			1284.62	0.23			0.96	0.17	1.83	0.21			0.01	0.37			5.50	0.18
2002	687.42	0.42			1130.42	0.23			2.05	0.15	0.82	0.22			0.01	0.50			2.76	0.26
2003	444.91	0.48			662.66	0.24			1.70	0.13	1.10	0.24			0.01	0.35			13.40	0.25
2004	1210.46	0.42			332.36	0.23			0.82	0.18	0.84	0.22							9.03	0.20
2005	2383.57	0.40			677.39	0.23			0.88	0.15	0.75	0.21							3.56	0.17
2006	850.09	0.48			633.94	0.23			1.91	0.15	0.83	0.22								
2007			2179.98	0.31	1000.60	0.23			0.94	0.19	0.84	0.22								
2008			2154.01	0.30	634.18	0.23			1.22	0.17	1.17	0.21								
2009			955.38	0.30	876.71	0.23			1.04	0.24	1.50	0.21					0.06	0.42		
2010			2126.20	0.31	1042.24	0.24							2.22	0.22			0.04	0.52		
2011			2785.47	0.30	674.97	0.23							4.45	0.26			0.09	0.34		
2012			2306.99	0.39			41.15	0.49					7.70	0.31			0.04	0.32	41.05	0.07
2013			1569.13	0.44			88.58	0.54					6.11	0.26					21.83	0.08
2014			678.29	0.41			48.54	0.50					9.70	0.30			0.17	0.38	25.41	0.10
2015							66.98	0.54					5.91	0.30			0.09	0.34	54.29	0.07
2016							64.03	0.53					5.47	0.28			0.41	0.28		
2017													7.19	0.30						

Table 8. Description of VPA runs made for the eastern Atlantic and Mediterranean stock during the 2017 bluefin tuna stock assessment meeting.

Run_1	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 0.5, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_2	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 0.75, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_3	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1.25, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_4	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1.5, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_5	Fratio estimated as random walk, starting value estimated, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_6	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 0.5, aerial survey not split, vulnerability of 1 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_7	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 0.75, aerial survey not split, vulnerability of 1 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_8	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1.25, aerial survey not split, vulnerability of 1 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_9	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1.5, aerial survey not split, vulnerability of 1 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_10	Fratio estimated as random walk, starting value estimated, aerial survey not split, vulnerability of 1 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_11	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_12	Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value fixed at 0.75, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_13	Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value fixed at 1, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_14	Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value fixed at 1.25, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately

Run_15	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_16	Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value fixed at 0.75, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_17	Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value fixed at 1, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_18	Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value fixed at 1.25, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_19	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices additive and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_20	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and all equal
Run_21	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices additive but one estimate for each index
Run_22	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices additive but one estimate for each survey and another for all CPUES
Run_23	Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices additive and not disaggregated by groups of gears
Run_24	Base case, Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value estimated, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately
Run_25	Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value estimated, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately. Natural mortality using rescaled Lorenzen at 0.07.
Run_26	Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value estimated, larval survey dropped, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately.

Table 9. Abundance indices used for West Atlantic in 2017 stock assessment.

series	US RR 66-114cm		US RR 115-144cm		US RR >177cm		US RR <145cm		US RR >195cm		US GOM PLL1		US GOM PLL2		Larval Survey		JPN LL1		JPN LL2		JPN LL GOM		CAN combined		Acoustic survey		
	age	Number	age	Number	age	Number	age	Number	age	Number	age	Number	age	Number	age	Number	age	Number	age	Number	age	Number	age	Number	age	Number	
indexing area											GOM		GOM		GOM		Delta Lognormal RE		Delta Lognormal RE		Delta Lognormal RE		GSL & SWNS		off PEI		
method	GLMM		GLMM		GLMM		GLMM		GLMM																		
time of the year																											
source	SCRS/2016/198		SCRS/2016/198		SCRS/2016/198		SCRS/1993/067		SCRS/1993/067		SCRS/2015/199		SCRS/2015/199		SCRS/2014/057		SCRS/2016/122		SCRS/2016/122		SCRS/1991/071		SCRS/2017/020		SCRS/2017/016		
Year	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	Std. CPUE	CV	
1970																											
1971																											
1972																											
1973																											
1974																						0.97	0.27				
1975																						0.53	0.21				
1976																						0.67	0.21				
1977														2.42	0.48							0.89	0.31				
1978														4.63	0.23							0.73	0.33				
1979																						0.82	0.28				
1980									0.80	0.43												1.29	0.28				
1981									0.40	0.52					1.15	0.81						1.11	0.26				
1982									2.10	0.33					1.36	1.20						0.78	0.27				
1983									1.11	0.26	2.81	0.10			0.90	1.02						0.46	0.34				
1984											1.25	0.19			0.31	0.32						0.67	0.29				
1985									0.63	0.64	0.86	0.30										0.83	0.27		0.57	0.14	
1986									0.78	0.43	0.50	1.10			0.34	0.42						0.01	1.55		0.31	0.16	
1987									1.22	0.40	0.53	0.48	1.31	0.29	0.31	0.46						0.37	0.33		0.22	0.37	
1988									0.99	0.38	0.94	0.36	0.64	0.32	1.13	0.32						0.35	0.37		0.60	0.14	
1989									0.99	0.43	0.76	0.36	0.99	0.31	0.70	0.36						0.69	0.30		0.64	0.13	
1990									0.90	0.34	0.63	0.34	0.77	0.32	0.34	0.35						0.48	0.32		0.23	0.11	
1991									1.26	0.35	0.82	0.28	1.29	0.30	0.31	0.57						0.60	0.30		0.22	0.11	
1992									0.82	0.42	0.91	0.28			1.14	0.35						1.09	0.26		0.24	0.11	
1993	1.16	0.36	1.10	0.21	0.66	0.30								0.64	0.36							0.98	0.27		0.24	0.12	
1994	0.27	0.44	0.28	0.38	0.89	0.28								0.47	0.39							0.34	0.90	0.27	0.21	0.12	
1995	1.15	0.34	0.61	0.22	1.09	0.26								0.44	0.39							0.54	0.34		0.48	0.11	
1996	1.71	0.37	0.73	0.22	3.57	0.25								0.26	0.40							0.49	2.24	0.27	0.27	0.11	
1997	2.47	0.32	0.21	0.35	1.42	0.37								0.46	0.36							0.38	1.64	0.26	0.23	0.10	
1998	1.44	0.36	0.77	0.17	1.56	0.25								0.50	0.37							0.11	0.54	0.76	0.29	0.35	
1999	1.39	0.42	0.85	0.31	1.99	0.28								0.85	0.33							0.46	0.51	1.14	0.26	0.51	
2000	0.99	0.50	1.33	0.39	0.60	0.27								1.24	0.33							0.24	0.51	1.13	0.27	0.32	
2001	0.48	0.34	1.59	0.20	1.51	0.29								0.71	0.38							0.44	0.32	0.92	0.27	0.75	
2002	1.54	0.39	2.55	0.26	1.85	0.23								0.66	0.39							0.24	0.62	0.78	0.28	0.50	
2003	0.42	0.33	0.63	0.15	0.47	0.27								1.19	0.32							0.77	0.39	1.23	0.29	0.96	
2004	2.31	0.31	0.61	0.19	0.74	0.27								1.08	0.32							0.50	0.67	1.11	0.30	1.09	
2005	2.26	0.30	0.57	0.18	0.62	0.27								0.82	0.34							0.18	0.29	0.99	0.26	0.99	
2006	0.61	0.33	1.45	0.19	0.49	0.35								0.58	0.39							0.50	0.35	1.53	0.29	1.27	
2007	0.46	0.30	1.65	0.13	0.31	0.37								0.78	0.38							0.46	0.38	0.99	0.40	1.25	
2008	0.36	0.32	1.14	0.16	0.38	0.35								1.78	0.33							0.32	0.38	1.36	0.45	1.11	
2009	0.36	0.31	0.50	0.20	0.27	0.40								1.46	0.35							0.59	0.32	2.34	0.35	1.97	
2010	0.63	0.32	1.20	0.17	1.03	0.26								1.22	0.34							0.34	0.51			2.31	
2011	0.82	0.34	1.06	0.21	0.63	0.28								1.09	0.48							1.04	0.39			1.87	
2012	0.41	0.40	1.12	0.23	0.72	0.25								3.39	0.37							0.28	0.47			2.08	
2013	0.57	0.35	1.77	0.20	0.47	0.29								1.23	0.42							0.99	0.34			1.69	
2014	0.70	0.37	0.94	0.26	0.64	0.27								1.02	0.44							0.26	0.37			1.71	
2015	0.45	0.39	0.35	0.33	1.09	0.23								1.02	0.47							0.39	0.31			1.57	
2016														1.14	0.47							2.47	0.26			2.35	
2017																											3.67
																											0.29
																											0.31

Table 10. Projected probability that the fishing mortality rate on the eastern stock is less than $F_{0.1}$ based on projections of the VPA results under three recruitment levels (low, medium and high recruitment).

t _{ac}	low								med								high							
	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
50000	28	24	16	11	7	5	2	1	59	55	53	51	49	44	40	36	80	82	86	89	91	91	93	93
45000	53	44	31	22	15	11	8	5	81	78	76	76	73	70	67	64	92	93	95	97	97	97	98	98
40000	80	74	63	48	36	25	18	13	92	92	92	92	91	90	89	86	97	97	98	99	100	100	100	100
35000	93	92	88	80	71	62	48	38	98	98	98	98	97	98	97	97	99	99	100	100	100	100	100	100
30000	97	97	96	95	93	91	88	80	99	99	100	99	100	100	99	100	100	100	100	100	100	100	100	100
28000	98	98	97	97	96	95	94	91	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
26000	99	99	99	98	98	97	96	96	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
24000	100	99	99	99	99	99	99	98	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
23655	100	100	99	99	99	99	99	98	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
22000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
20000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
19296	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
18000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
16000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
14000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
12000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
10000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
8000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
6000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
4000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
2000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

P(F < F_{0.1})
25 50 75 100

Table 11. Short term projections, based on SS3 results, for eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stock based on different assumptions and catch limits.

Year	0.8F _{MSY}	F _{0.1}	10000	20000	25000	30000	35000
2016	19296	19296	19296	19296	19296	19296	19296
2017	23655	23655	23655	23655	23655	23655	23655
2018	20723	11802	10000	20000	25000	30000	35000
2019	20428	12093	10000	20000	25000	30000	35000
2020	20024	12288	10000	20000	25000	30000	35000
2021	19766	12527	10000	20000	25000	30000	35000
2022	19814	12916	10000	20000	25000	30000	35000
2023	20191	13486	10000	20000	25000	30000	35000
2024	20829	14212	10000	20000	25000	30000	35000
2025	21618	15033	10000	20000	25000	30000	35000
2026	22441	15878	10000	20000	25000	30000	35000

Table 12. SSB/SSB_{MSY} Ratios, based on SS3 results, for eastern Atlantic and Mediterranean stock for each of the projection scenarios.

Year	0.8F _{MSY}	F _{0.1}	10000	20000	25000	30000	35000
2016	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89	0.89
2017	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87	0.87
2018	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85
2019	0.84	0.87	0.88	0.87	0.84	0.82	0.80
2020	0.84	0.91	0.92	0.91	0.85	0.81	0.77
2021	0.85	0.95	0.97	0.95	0.85	0.80	0.74
2022	0.87	0.99	1.02	0.99	0.86	0.79	0.71
2023	0.88	1.03	1.07	1.04	0.87	0.78	0.68
2024	0.90	1.07	1.12	1.08	0.89	0.77	0.66
2025	0.92	1.11	1.17	1.12	0.90	0.77	0.63
2026	0.93	1.15	1.23	1.17	0.92	0.77	0.61

Table 13. Benchmarks for the western stock from SS3 runs 10 (older spawning) and 11 (younger spawning).

	Run 10, older spawning	Run 11, younger spawning
SSB_Unfished	193516	243585
Total Biomass_Unfished	248007	250213
Recruits_Unfished	625.6	631.4
SSB_Btgt40%B0	77406.3	97434
SPR_Btgt40%B0	0.5241	0.5682
Fstd_Btgt40%B0	0.0440	0.0481
TotYield_Btgt40%B0	4543	4430
SSB_SPRtgtSPR40%	47133	40509
Fstd_SPRtgtSPR40%	0.0652	0.0866
TotYield_SPRtgtSPR40%	4357	3295
SSB_MS_Y	67006	94519
Spawning potential ratio at MSY	85.9167	0.5596
Recr_1997	248.8440	0.0496
Recr_1998	131.781	4432.2
F(avg 10-20) at MSY	0.0485	0.0496
F0.1(avg F 10-20)	0.0863	0.0863
SSB_F0.1	25910	39951
Yield_F0.1	3235	3144
F _{current} (avg F 10-20) 2013-2015	0.0483	0.0483
F _{current} /F _{0.1}	0.56	0.56
F _{current} /F _{MSY}	0.996	0.974
current SSB	27612	38467
current SSB/SSB _{F0.1}	1.066	0.963
current SSB/SSB _{MSY}	0.412	0.407

Table 14. Projected yields, based on VPA results, of the western stock at a fishing mortality rate of 0.11 ($F_{0.1}$) under alternative recent recruitment scenarios.

F_current	0.078 (0.065-.096)		
F_0.1	0.11 (0.10-0.12)		
F_current/F_0.1	0.72 (0.59-0.85)		
Fishery Status	not overfishing		
Recruitment_Level	3-yr (2010-2012)	6-yr (2006-2012)	10-yr (2003-2012)
Projected_Recruits (2018)	81910 (54970-126100)	92455 (62390-138400)	134300 (71240-254100)
Projected_Recruits (2019)	82310 (55070-122500)	94505 (64170-148000)	130550 (70260-249500)
Projected_Recruits (2020)	82495 (56040-123100)	93885 (61110-150000)	129450 (73800-262700)
Projected_Catch_F _{0.1} _2018	2403 (1914-3084)	2444 (1943-3095)	2498 (2010-3212)
Projected_Catch_F _{0.1} _2019	2313 (1825-2963)	2338 (1871-2972)	2422 (1957-3121)
Projected_Catch_F _{0.1} _2020	2208 (1745-2852)	2252 (1798-2879)	2400 (1915-3050)

Table 15. Projected probability, based on VPA results, of not overfishing ($F < F_{0.1}$) the western stock under the 3-yr recruitment level.

Yield	2018	2019	2020	2021	2022
0	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
250	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
500	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
750	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
1000	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
1250	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
1500	1.00	0.99	0.99	0.99	0.97
1750	0.97	0.94	0.90	0.88	0.83
2000	0.86	0.79	0.70	0.65	0.59
2250	0.65	0.56	0.48	0.42	0.36
2500	0.43	0.34	0.29	0.25	0.20
2750	0.26	0.19	0.15	0.13	0.09
3000	0.12	0.09	0.06	0.05	0.03
3250	0.06	0.03	0.02	0.02	0.02
3500	0.02	0.02	0.02	0.01	0.01
3750	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
4000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Table 16. Projected probability, based on VPA results, of not overfishing ($F < F_{0.1}$) the western stock under the 6-yr recruitment level.

Yield	2018	2019	2020	2021	2022
0	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
250	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
500	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
750	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
1000	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
1250	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
1500	1.00	1.00	0.99	0.99	0.98
1750	0.97	0.95	0.93	0.91	0.89
2000	0.88	0.81	0.75	0.70	0.66
2250	0.67	0.59	0.52	0.48	0.43
2500	0.45	0.37	0.31	0.30	0.25
2750	0.27	0.21	0.16	0.14	0.12
3000	0.13	0.09	0.07	0.06	0.05
3250	0.06	0.04	0.02	0.02	0.02
3500	0.03	0.02	0.01	0.01	0.01
3750	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
4000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Table 17. Projected probability, based on VPA results, of not overfishing ($F < F_{0.1}$) western stock under the 10-yr recruitment level.

Yield	2018	2019	2020	2021	2022
0	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
250	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
500	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
750	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
1000	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
1250	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
1500	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
1750	0.98	0.98	0.98	0.97	0.97
2000	0.90	0.88	0.86	0.86	0.86
2250	0.75	0.69	0.65	0.67	0.69
2500	0.50	0.45	0.42	0.43	0.43
2750	0.33	0.27	0.25	0.27	0.27
3000	0.17	0.14	0.11	0.13	0.14
3250	0.09	0.06	0.04	0.05	0.06
3500	0.03	0.03	0.02	0.02	0.02
3750	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01
4000	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01

Table 18. Projected yields for the western stock from SS runs at various F levels and recruitment assumptions.

Run 10: older spawning					
Assumed recruitment	SRR	3yr	6yr	10yr	SRR
F_{metric}	$F_{0.1}$	$F_{0.1}$	$F_{0.1}$	$F_{0.1}$	F_{MSY}
Prelim. Catch 2016 (t)	1912	1912	1912	1912	1912
TAC_2017 (t)	2000	2000	2000	2000	2000
ForeCatch 2018 (t)	2862	2815	2818	2830	1451
ForeCatch 2019 (t)	2768	2654	2662	2689	1457
ForeCatch 2020 (t)	2717	2507	2521	2572	1481
ForeCatch 2021 (t)	2680	2366	2387	2464	1509
rec 2015 (1000s)	279	120	131	170	279
rec 2016 (1000s)	281	121	132	171	281
rec 2017 (1000s)	282	121	132	172	282
rec 2018 (1000s)	281	121	132	171	281
rec 2019 (1000s)	274	118	129	167	281
rec 2020 (1000s)	264	113	124	160	278
Run 11: younger spawning					
Assumed recruitment	SRR	3yr	6yr	10yr	SRR
F_{metric}	$F_{0.1}$	$F_{0.1}$	$F_{0.1}$	$F_{0.1}$	F_{MSY}
Prelim. Catch 2016 (t)	1912	1912	1912	1912	1912
TAC_2017 (t)	2000	2000	2000	2000	2000
ForeCatch_2018 (t)	2862	2822	2835	2846	1449
ForeCatch_2019 (t)	2754	2659	2675	2702	1449
ForeCatch_2020 (t)	2685	2510	2531	2580	1463
ForeCatch_2021 (t)	2627	2366	2393	2466	1480
rec 2015 (1000s)	253	119	130	167	253
rec 2016 (1000s)	252	118	129	166	252
rec 2017 (1000s)	249	117	128	165	249
rec 2018 (1000s)	245	115	125	162	245
rec 2019 (1000s)	238	111	121	156	245
rec 2020 (1000s)	233	106	116	151	247

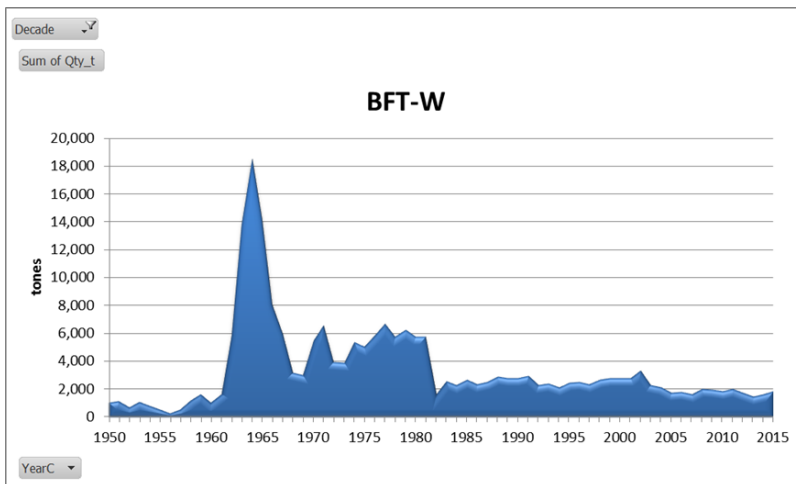
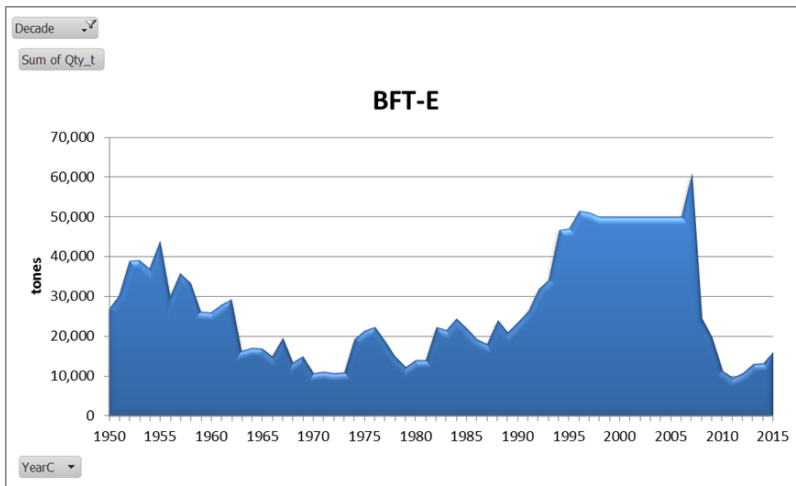


Figure 1. Bluefin tuna stocks best estimate of total catch removals 1950-2015.

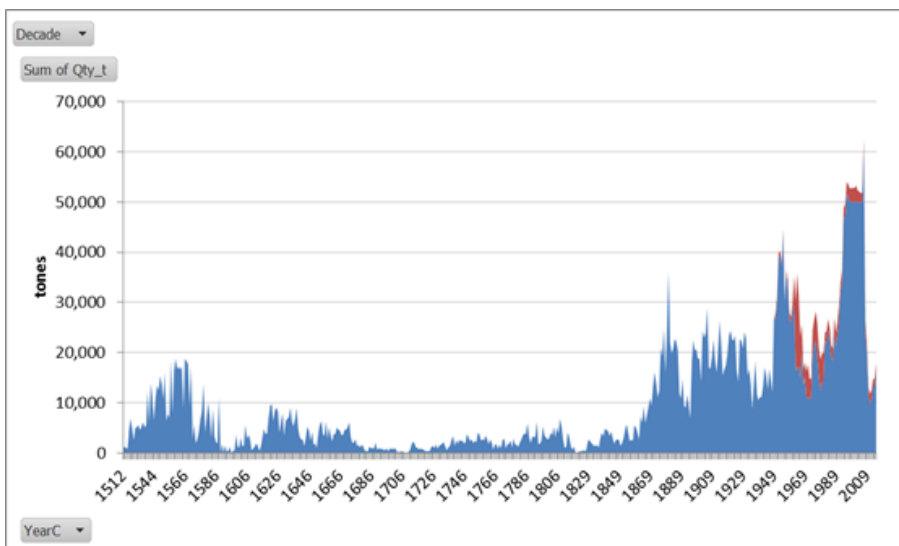


Figure 2. Atlantic bluefin tuna reconstructed catch 1512-2015. Blue area corresponds to the East stock, red to the West stock unit.

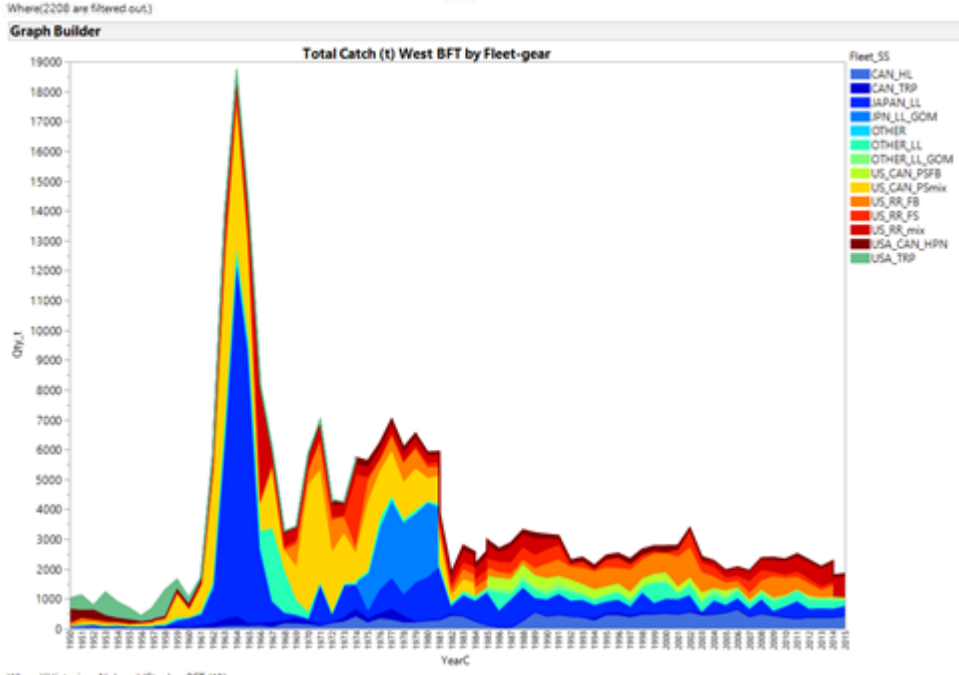
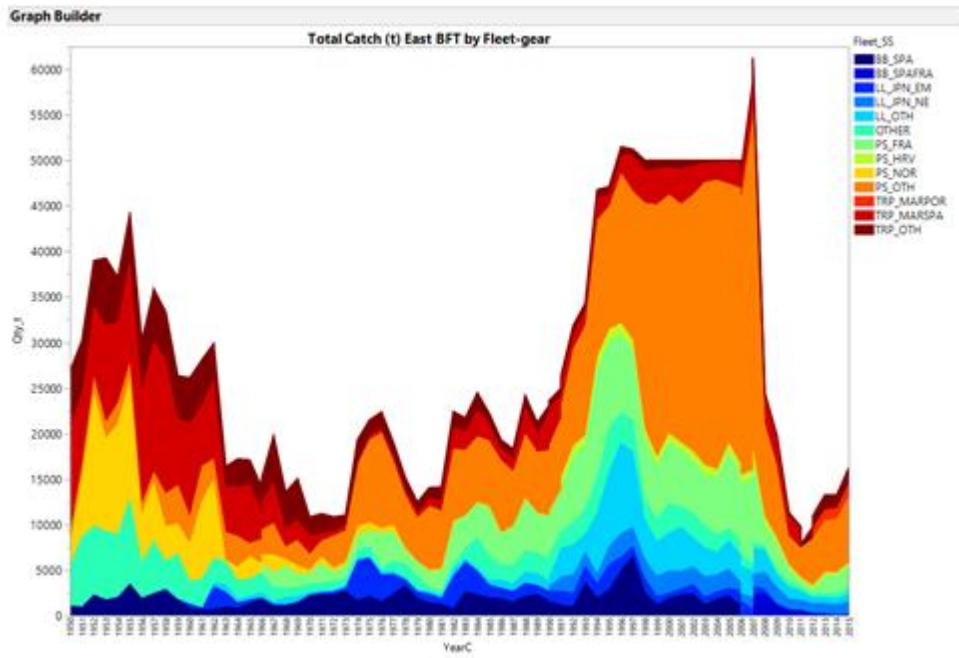


Figure 3. Total catch East (top) and West (bottom) BFT by fleet-gears categories used in catch statistical models.

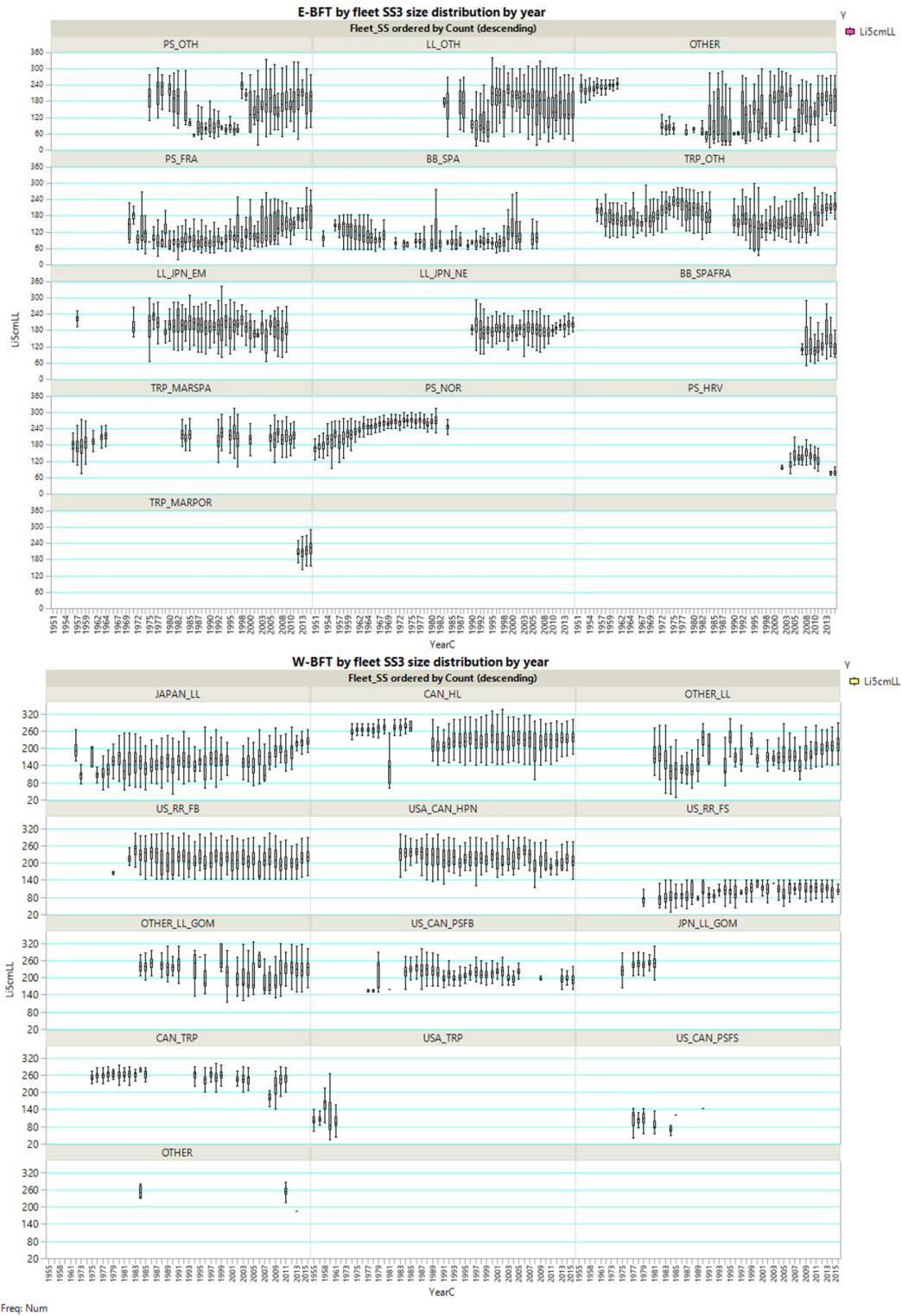


Figure 4. Bluefin tuna size frequency distribution by fleet-gear category used for stock synthesis models.

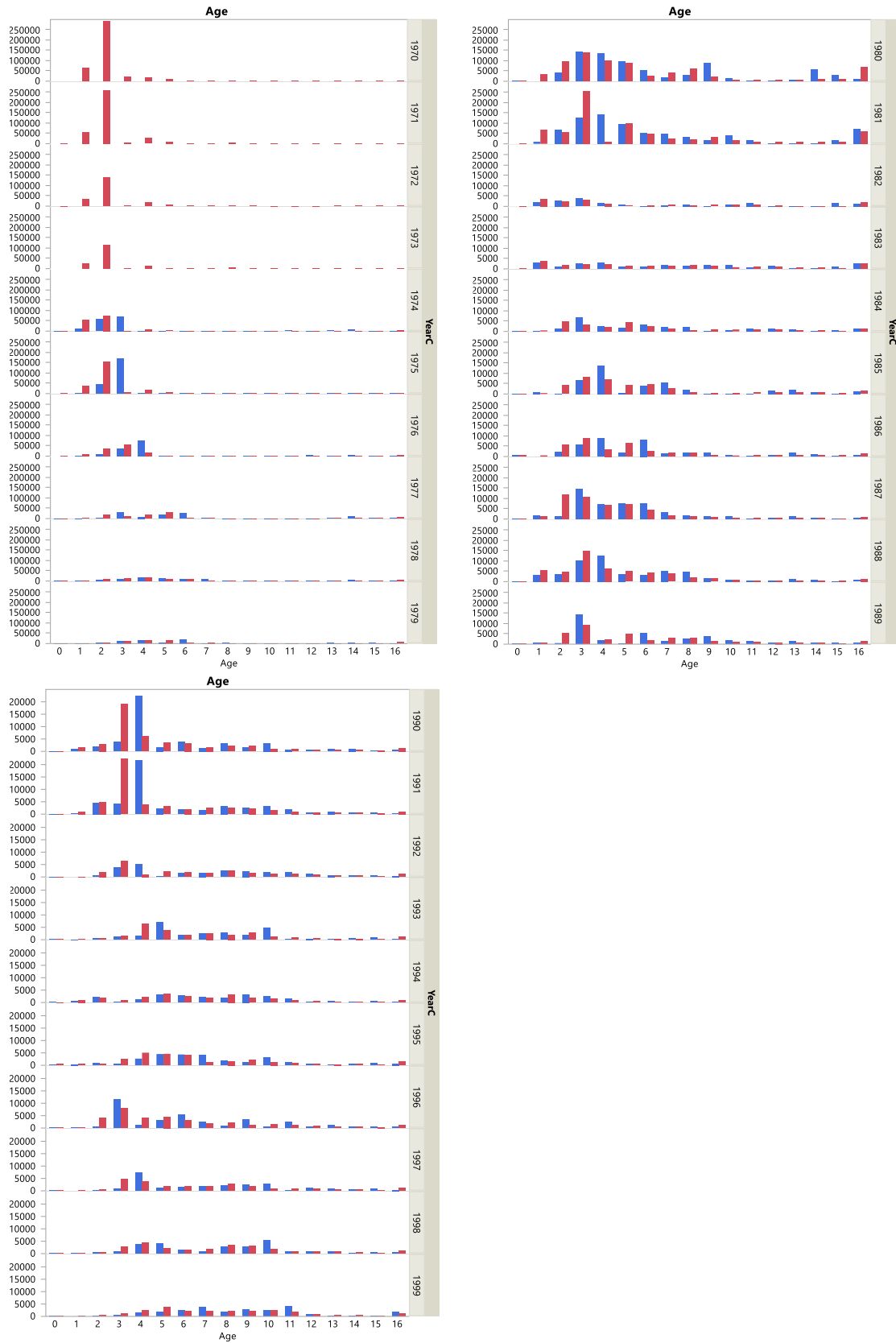


Figure 5. Histograms comparing the catch at age estimates from cohort slicing (red) and the combined forward inverse age-length key (blue).

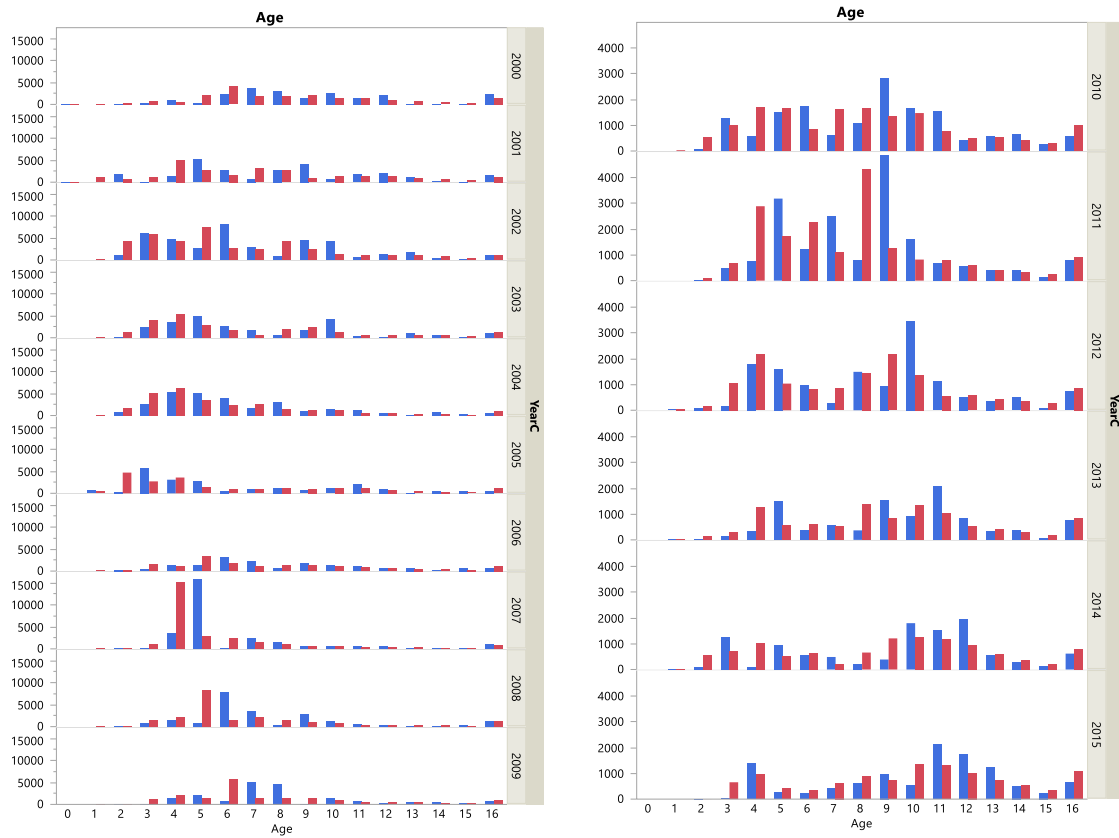


Figure 5. (continued) Histograms comparing the catch at age estimates from cohort slicing (red) and the combined forward inverse age-length key (blue).

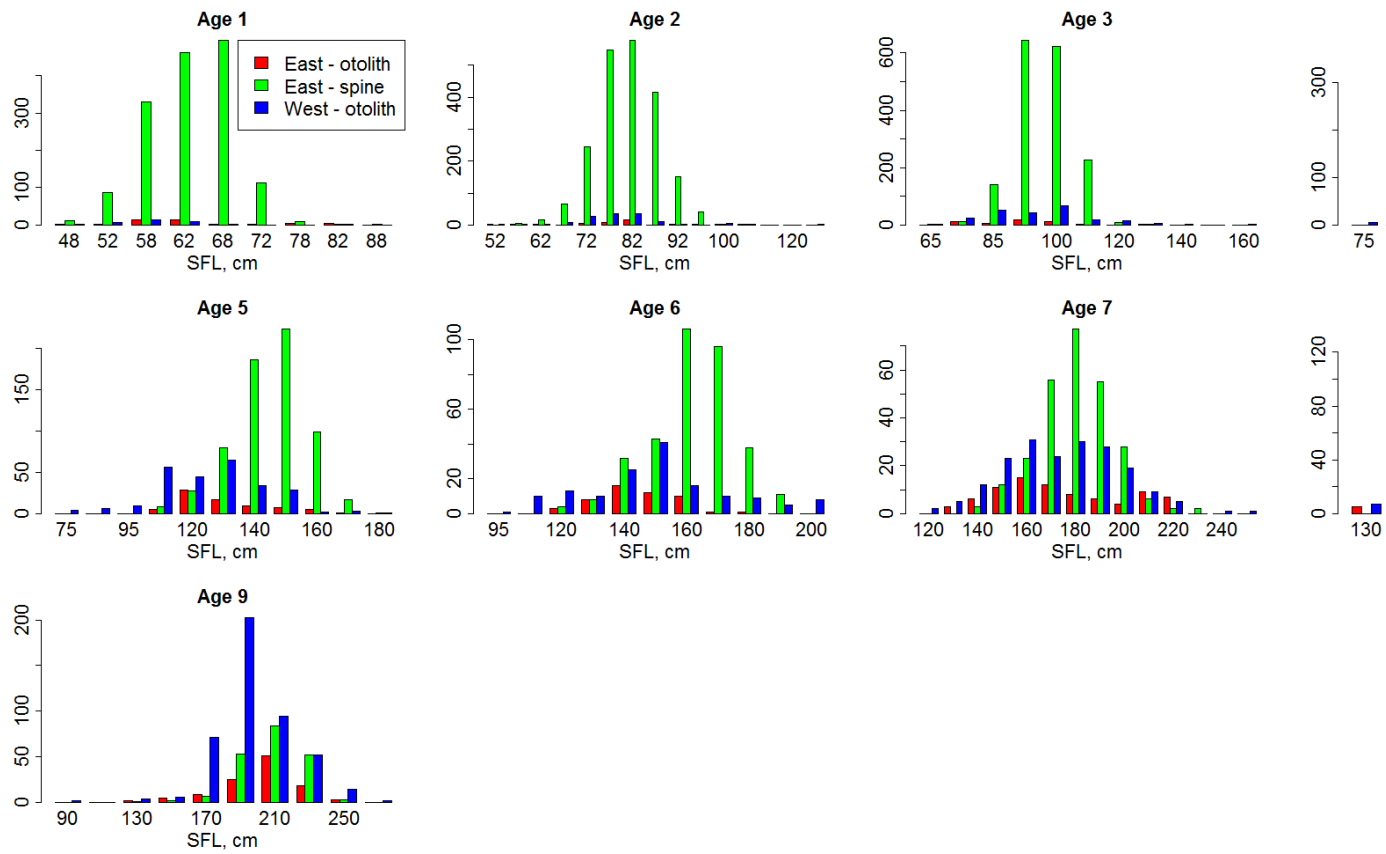


Figure 6. Histogram of eastern and western otolith and spine samples used in the combined forward inverse age-length key. Y-axis = number of samples.

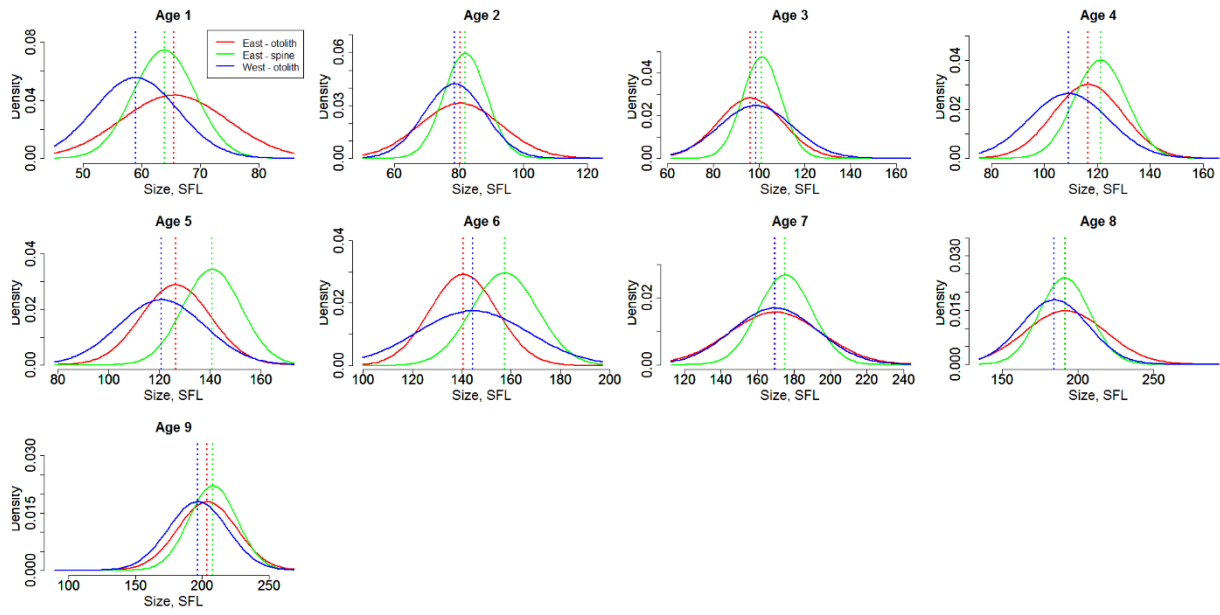


Figure 7. Normal distributions fitted to the eastern and western otolith and spine samples used in the combined forward inverse age-length key.

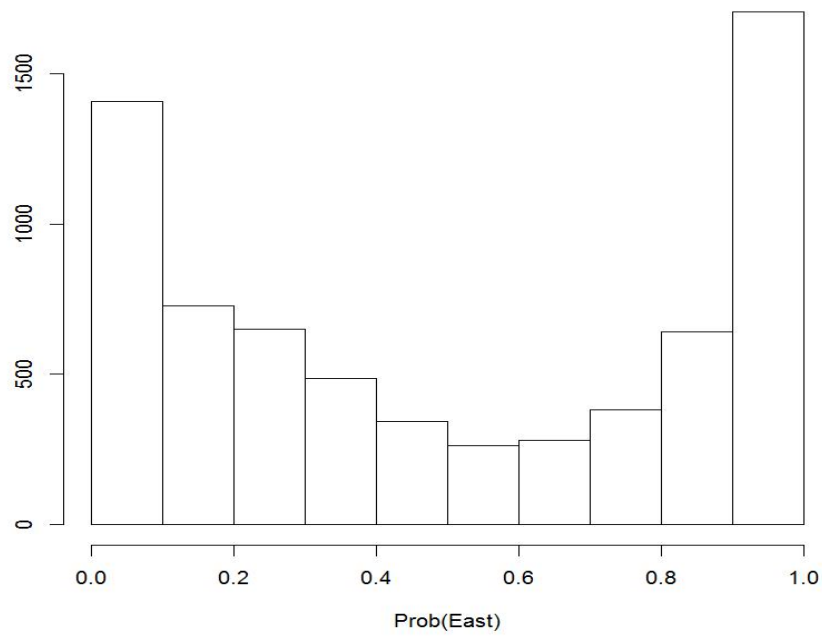


Figure 8. Histogram of stock composition data from the ICCAT Stock Composition Database indicating probability of being eastern origin.

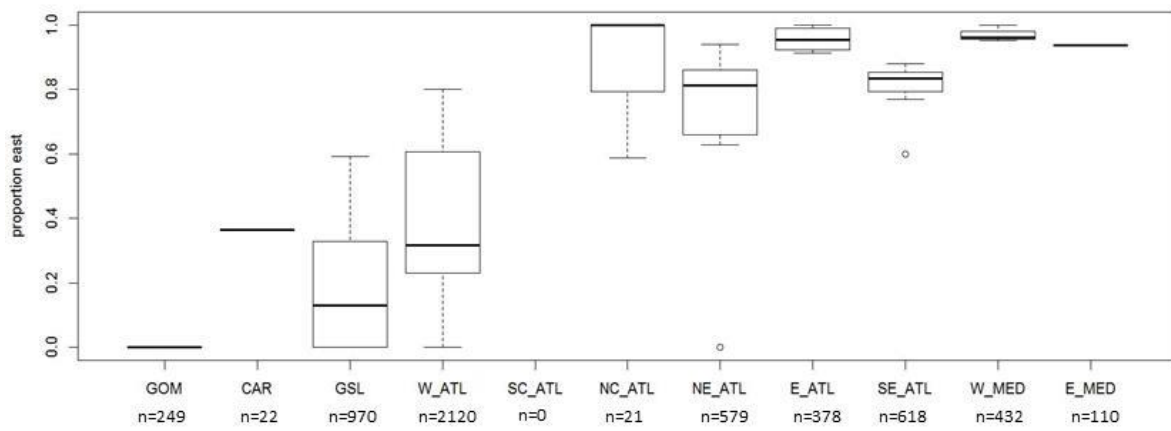


Figure 9. Boxplot of stock composition data from the ICCAT Stock Composition Database indicating proportion of eastern origin fish by area.

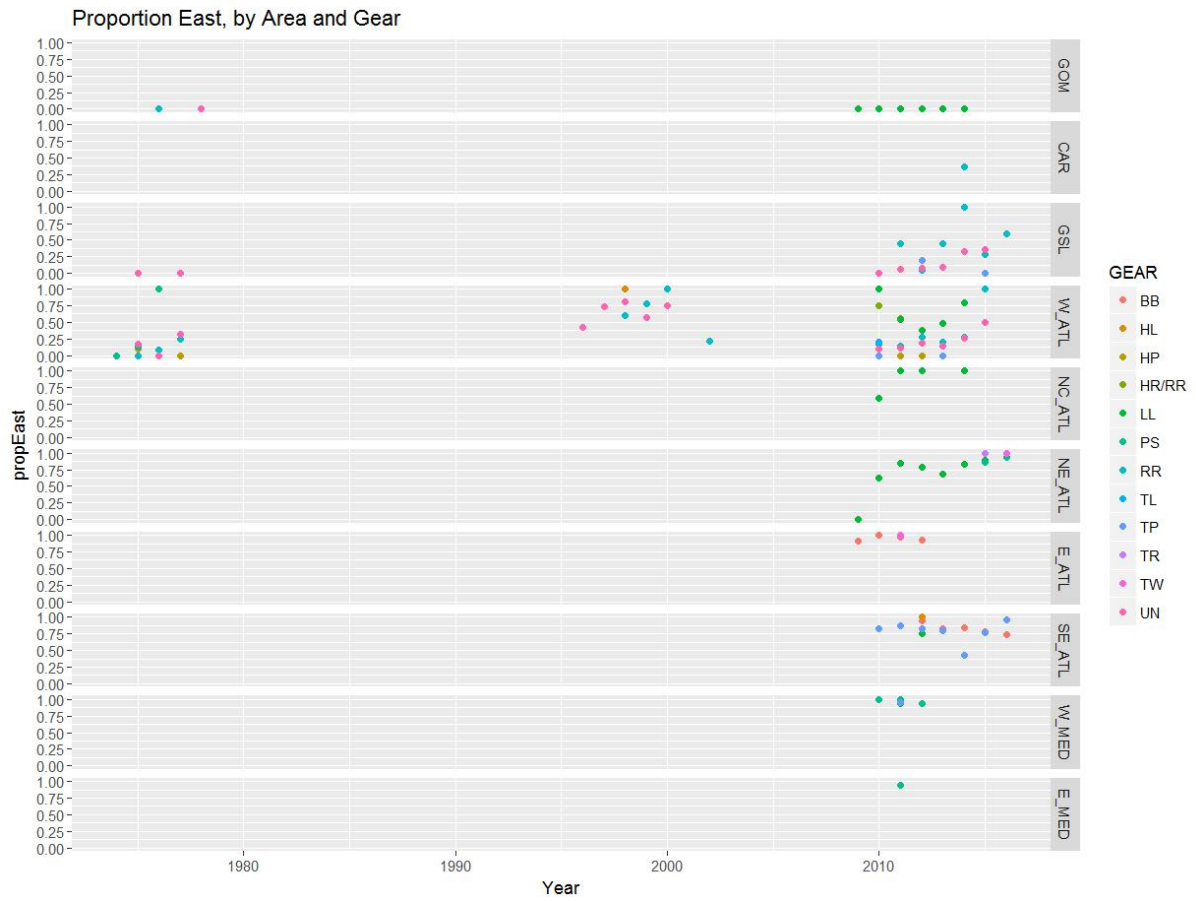


Figure 10. Estimated annual eastern proportions by area and gear from the ICCAT Stock Composition Database indicating proportion eastern origin.

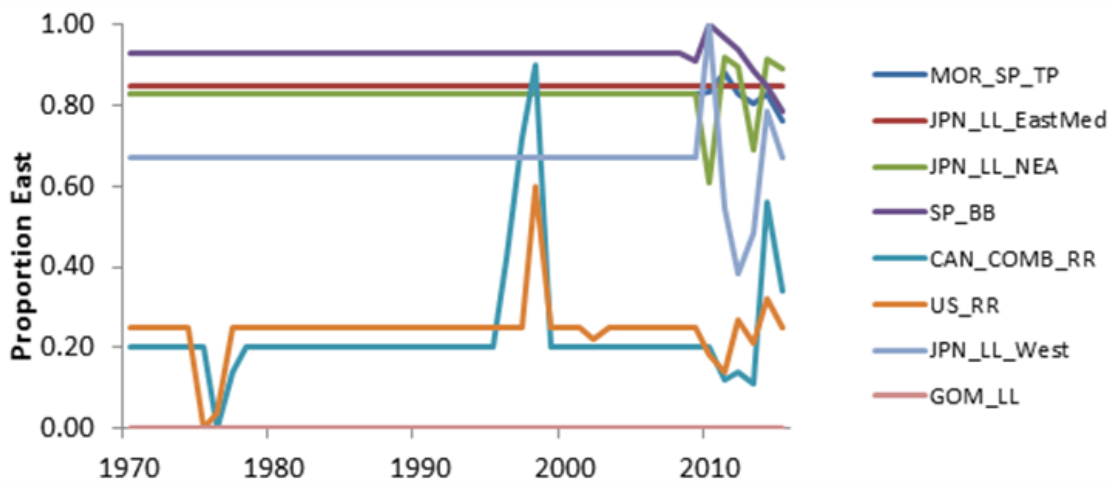


Figure 11. Estimated eastern proportions by year and fleet from the ICCAT Stock Composition Database.

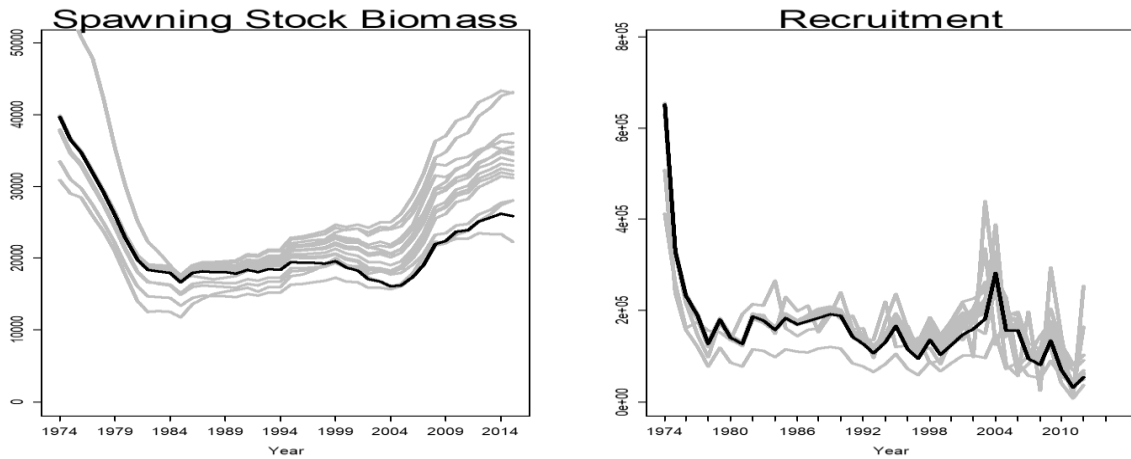


Figure 12. Estimates of SSB and recruitment for exploratory VPAs for the western stock (gray lines) compared to the eventual base case (black line).

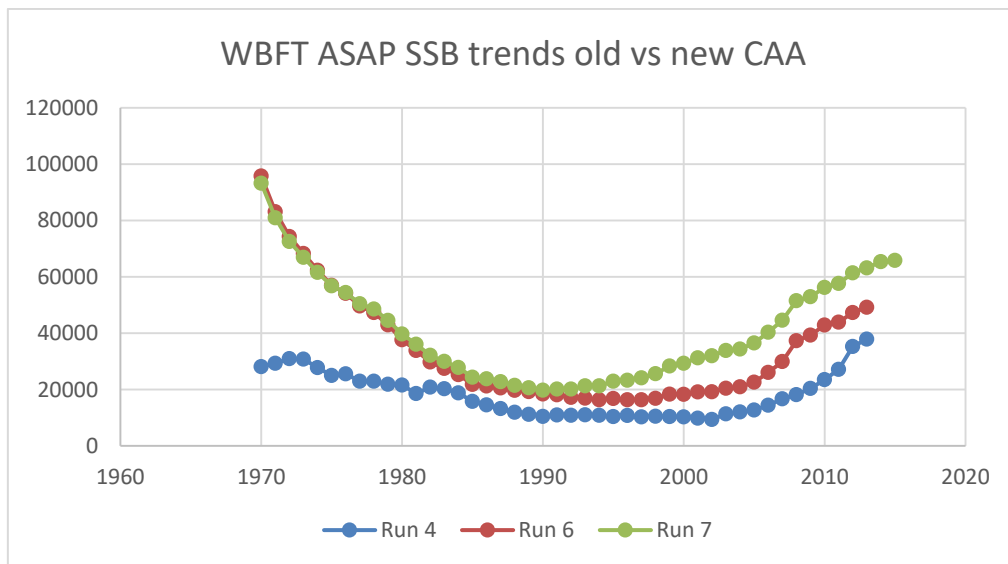


Figure 13. Effect of including the new CAA in ASAP runs for the western stock. Run 4 uses the 2014 CAA and stock size indices. Run 6 includes the new CAA and old stock size indices. Run 7 includes the new CAA and new stock size indices.

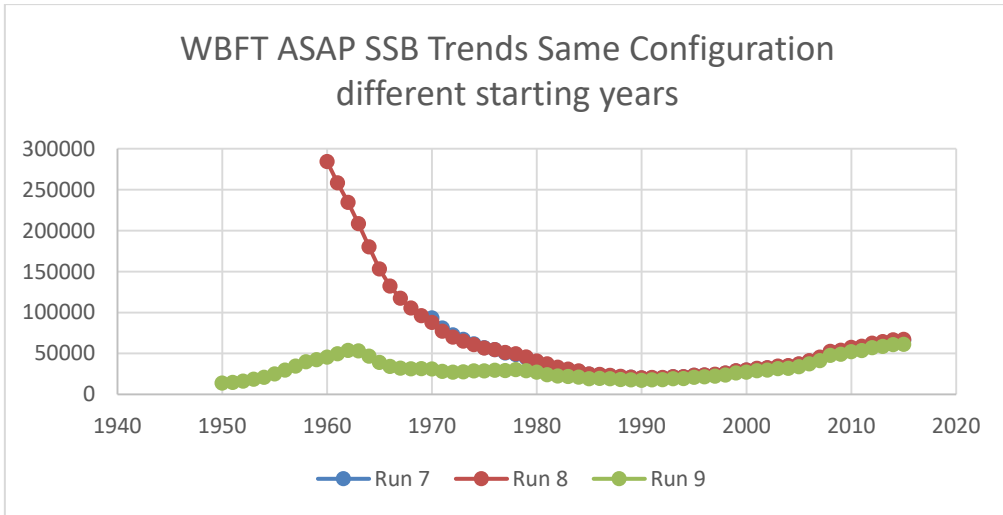


Figure 14. Effect of extending CAA to 1960 and 1950 in ASAP runs for the western stock. The discrepancy was later resolve in using $\lambda = 1$ for initial numbers and $CV=0.1$.

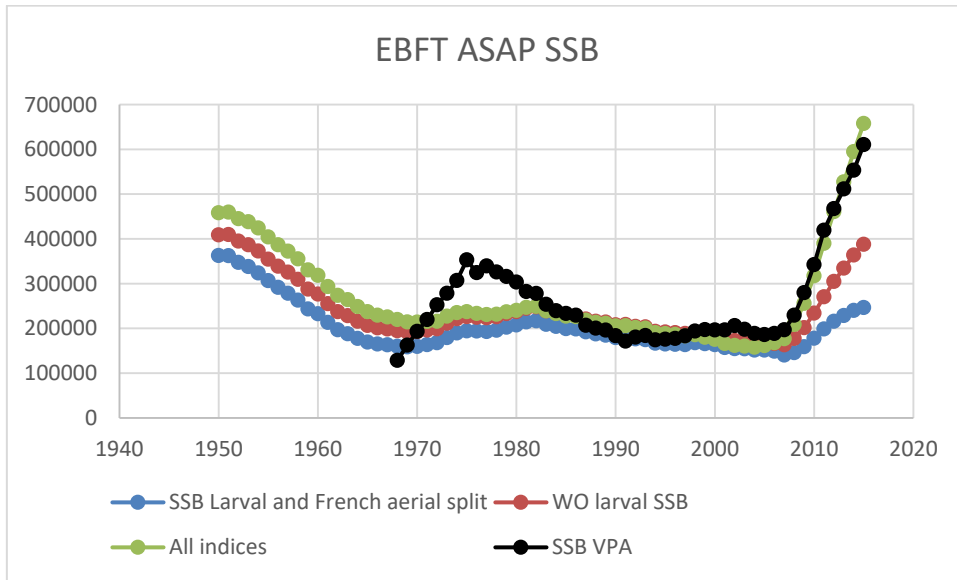


Figure 15. ASAP estimates of the SSB for the eastern stock with and without the larval index and when using split series for the larval index and the EU-France aerial survey

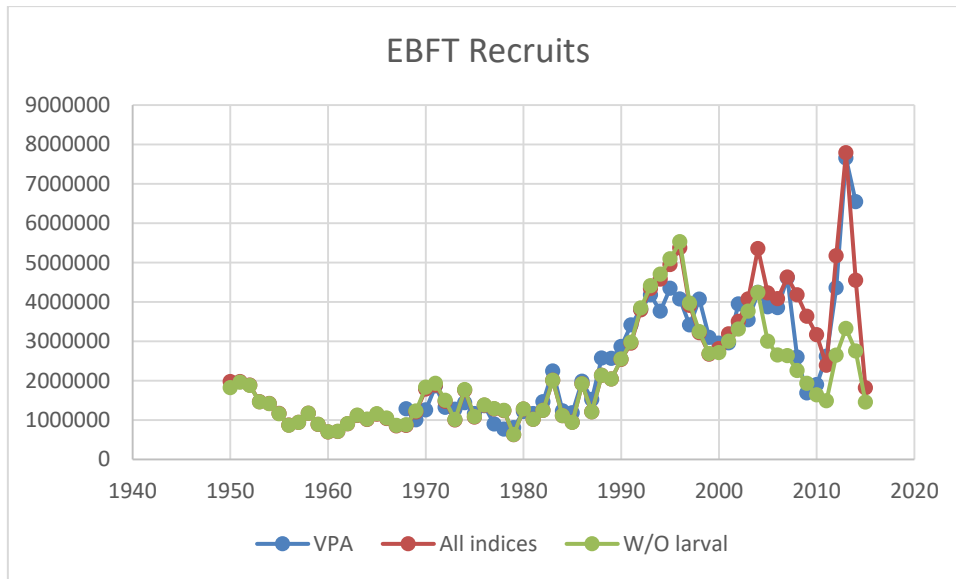


Figure 16. ASAP estimates of recruits (age 1) showing the influence of the Larval index. Removing the larval index reduces the size of the year classes after the 2003 year class.

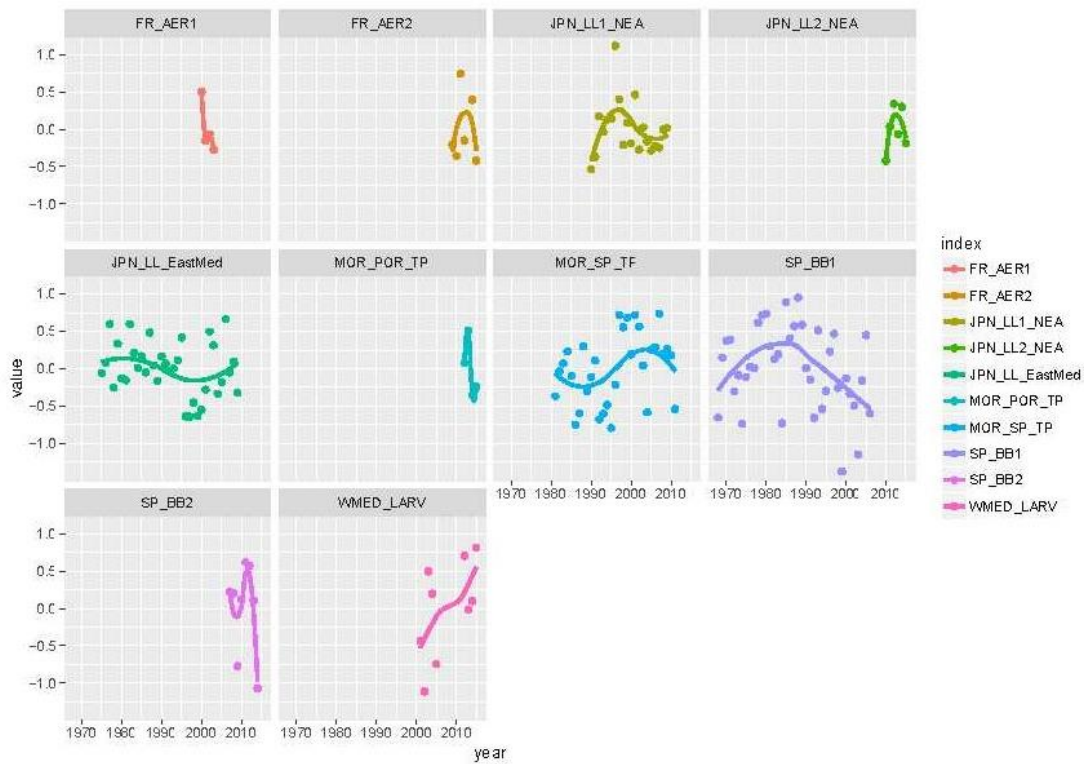


Figure 17. Fits to CPUE indices for the VPA base case for the eastern stock (observed shown as points, model predicted shown as lines).



Figure 18. Retrospective patterns in the VPA base case run for the eastern stock.

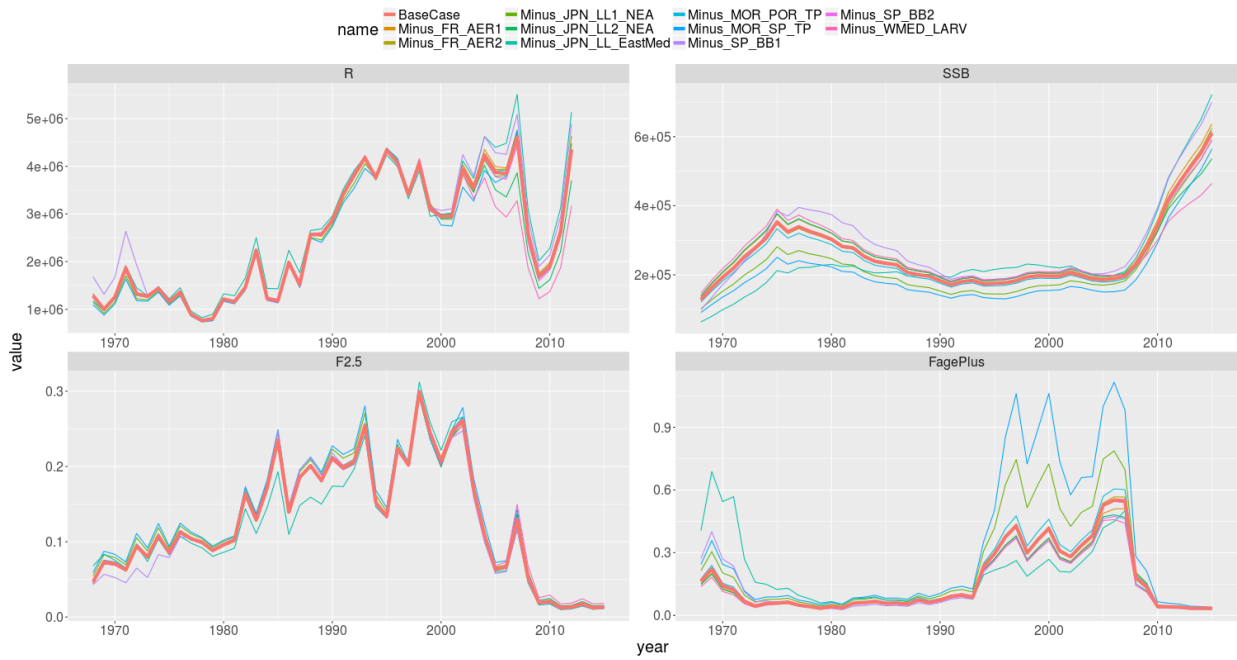


Figure 19. Jack-knife analysis demonstrating the effects of removing individual relative abundance indices from the VPA base case for the eastern stock.



Figure 20. Recruitment (in number of fish at age 1), spawning stock biomass (in metric tons), and fishing mortality (for ages 2 to 5 and 10+) estimates from VPA base case run for the eastern stock.

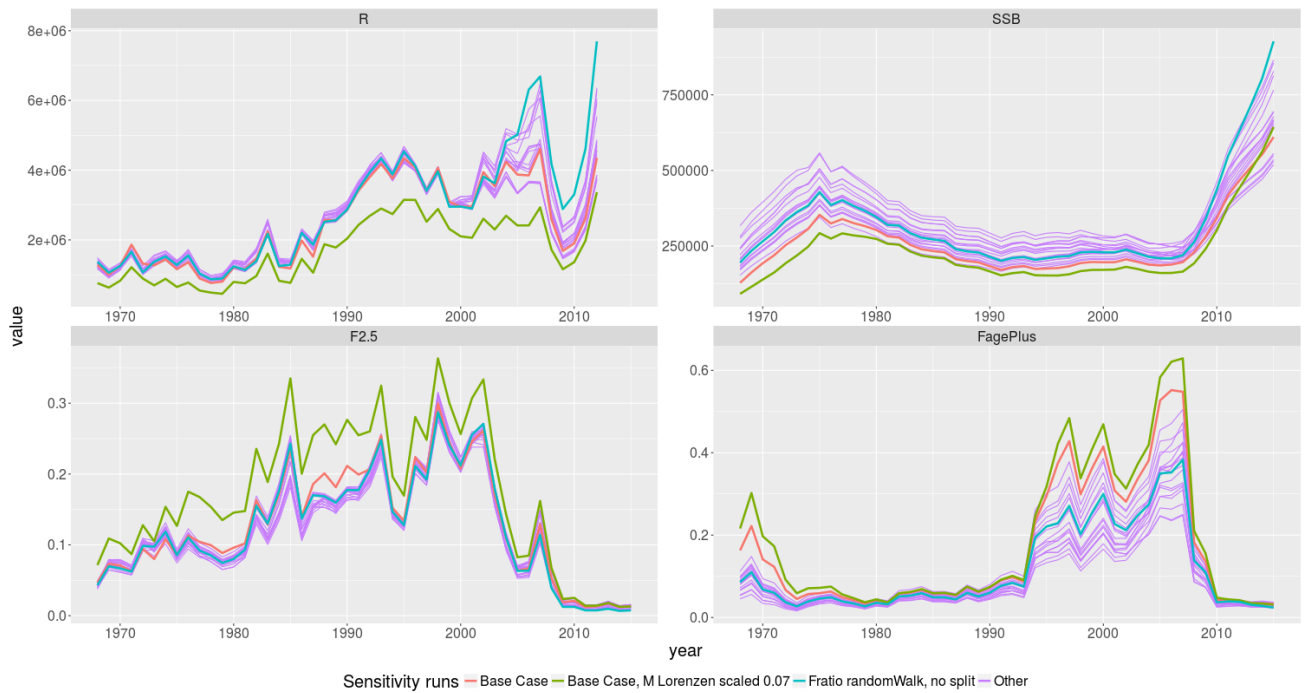


Figure 21. Sensitivity runs of the VPA against the base case for the eastern stock.

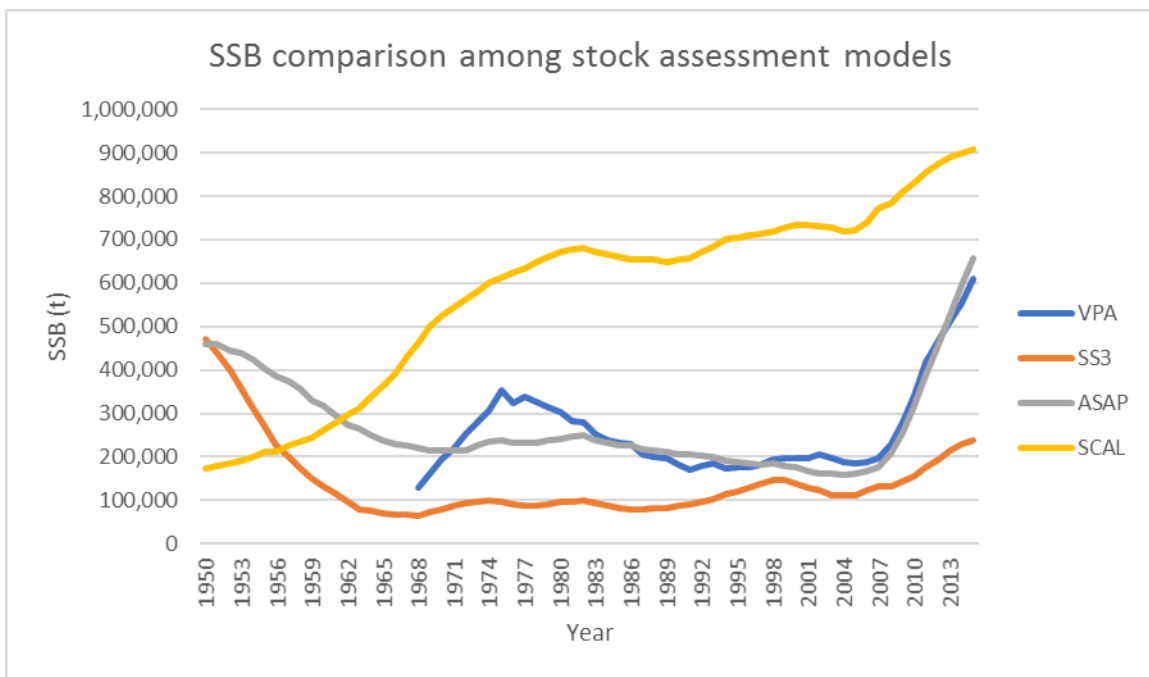


Figure 22. Spawning stock biomass (in metric ton) estimated by VPA and the other assessment models for the Eastern Atlantic and Mediterranean stock (assuming younger spawning). The base case or the most representative runs were used from each model.

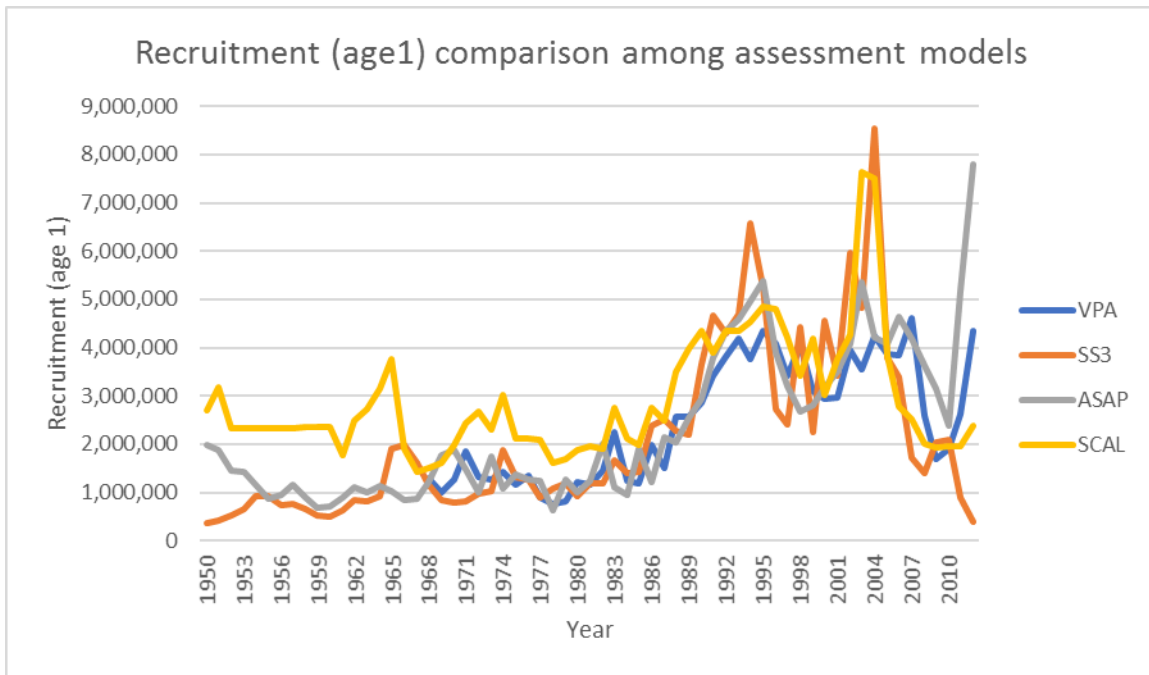


Figure 23. Recruitment (in number of fish at age 1) estimated by VPA and the other assessment models for the eastern stock. The base case or the most representative runs were used from each model.

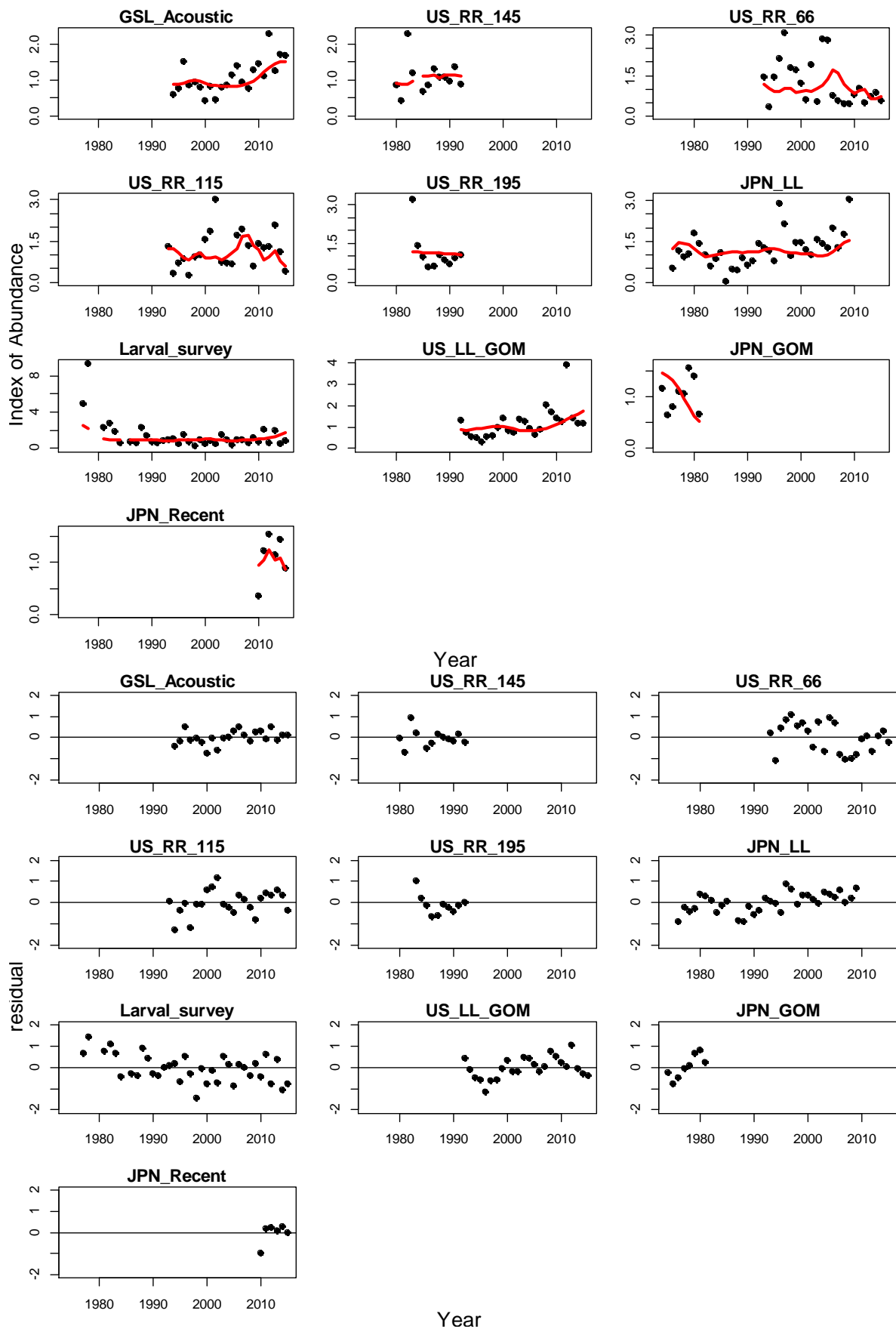


Figure 24. Fits to CPUE indices and model residuals for the VPA base case assessment of the western stock (observed shown as points, model predicted shown as lines).

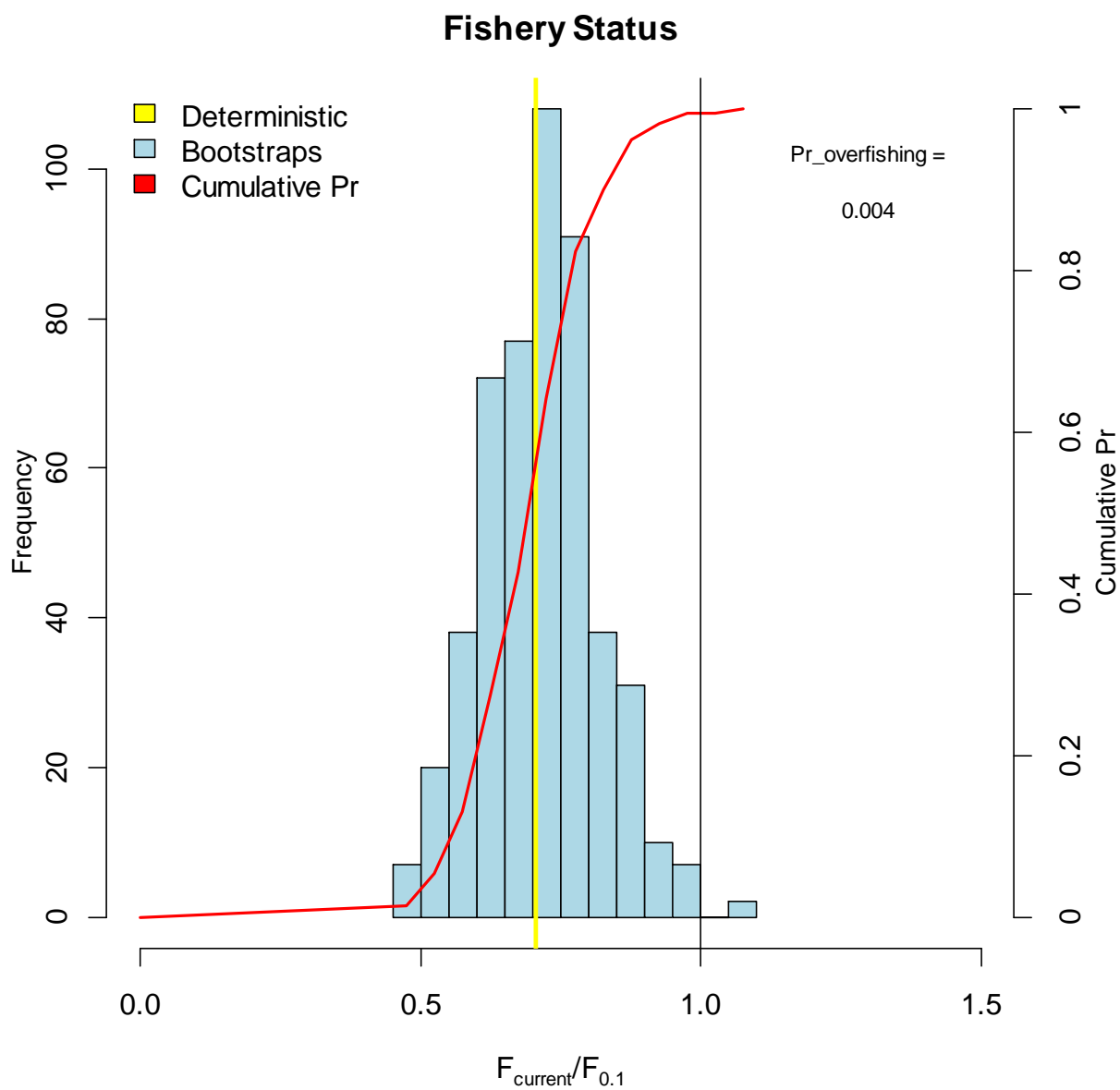


Figure 25. Distribution of bootstrapped estimates for the ratio of the geometric mean fishing mortality rate from 2012-2014 to $F_{0.1}$ (histogram and red cumulative frequency curve) compared to the maximum likelihood (deterministic) estimate (yellow) for the VPA base case assessment of the western stock.

Retrospective Patterns

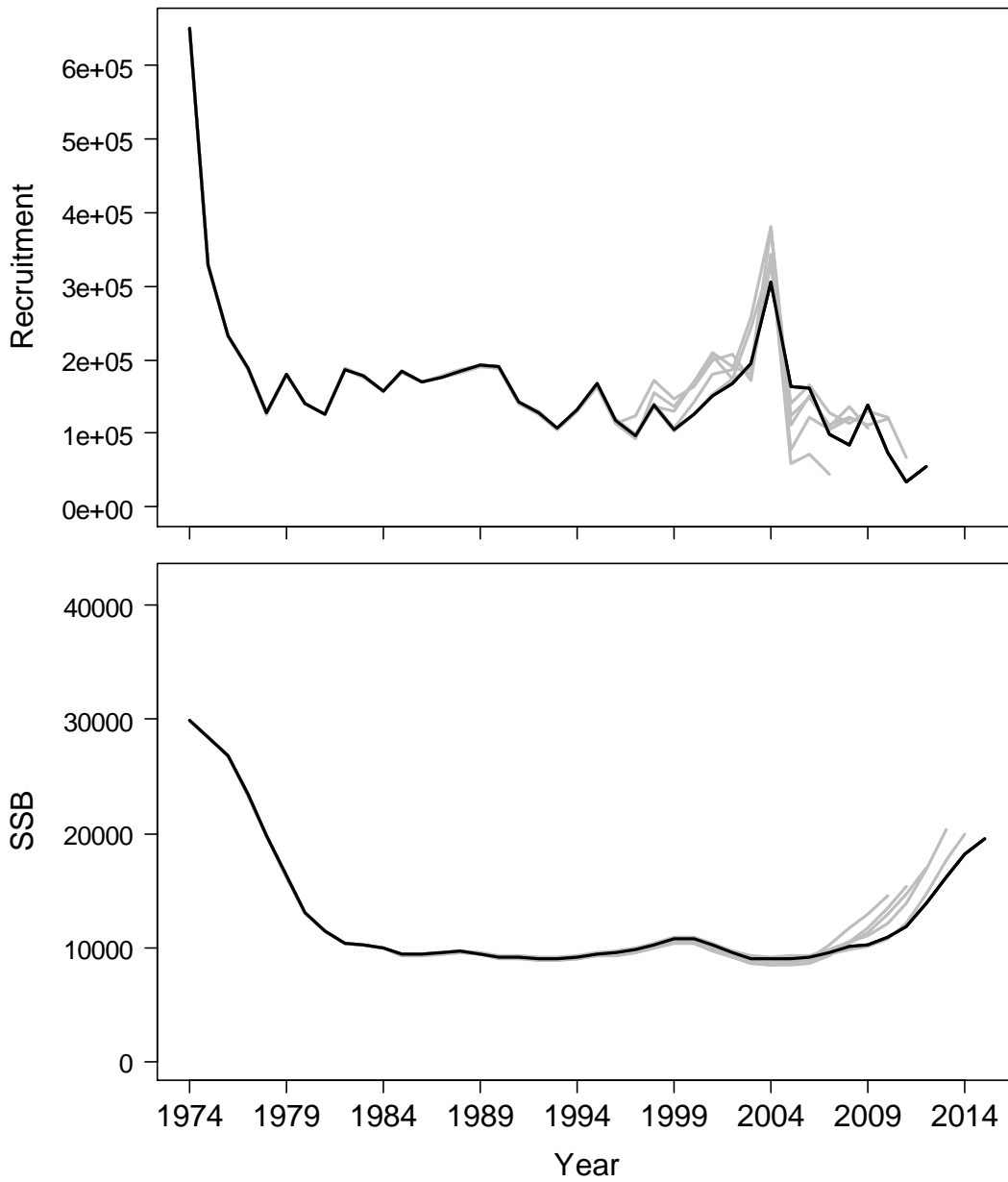


Figure 26. Retrospective patterns of recruitment and spawning biomass (calculated assuming older spawning) in the VPA base case assessment of the western stock.

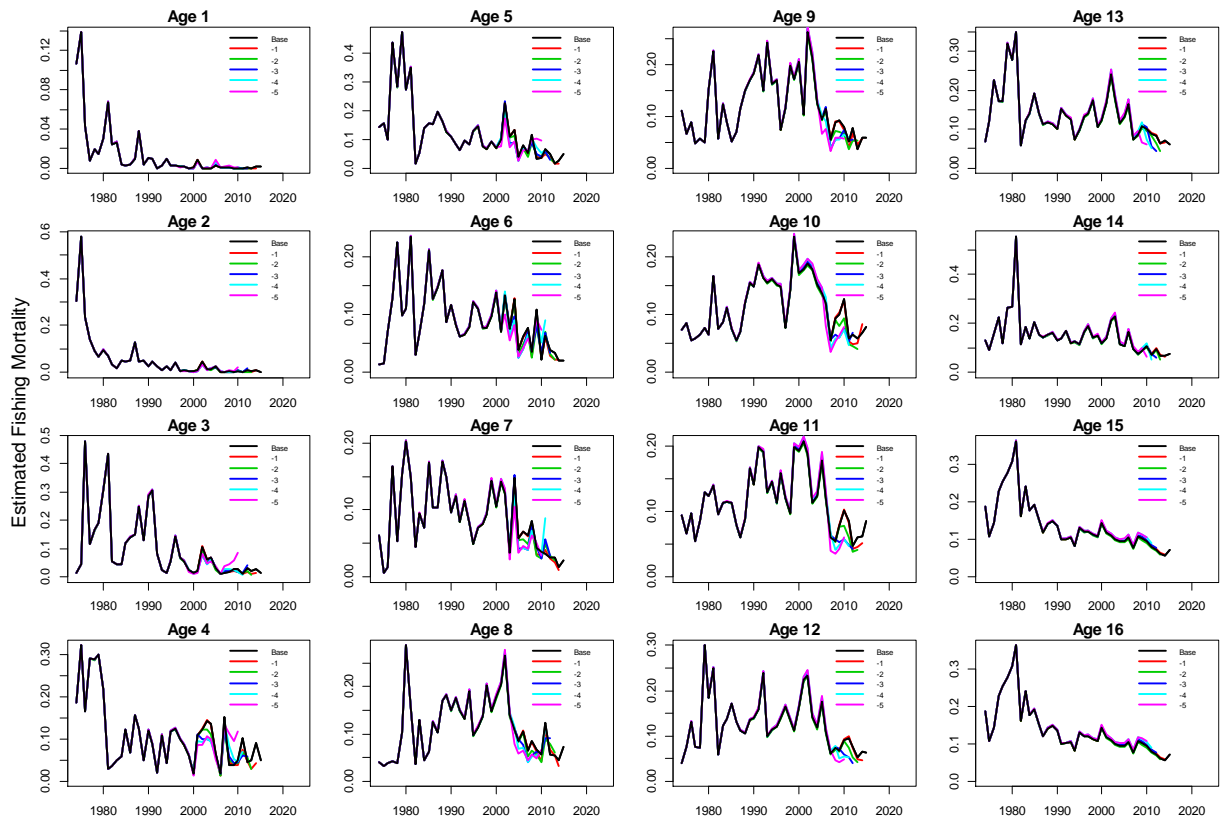


Figure 27. Retrospective patterns in the VPA base case estimates of the fishing mortality rate on the western stock.

Spawning Stock Biomass

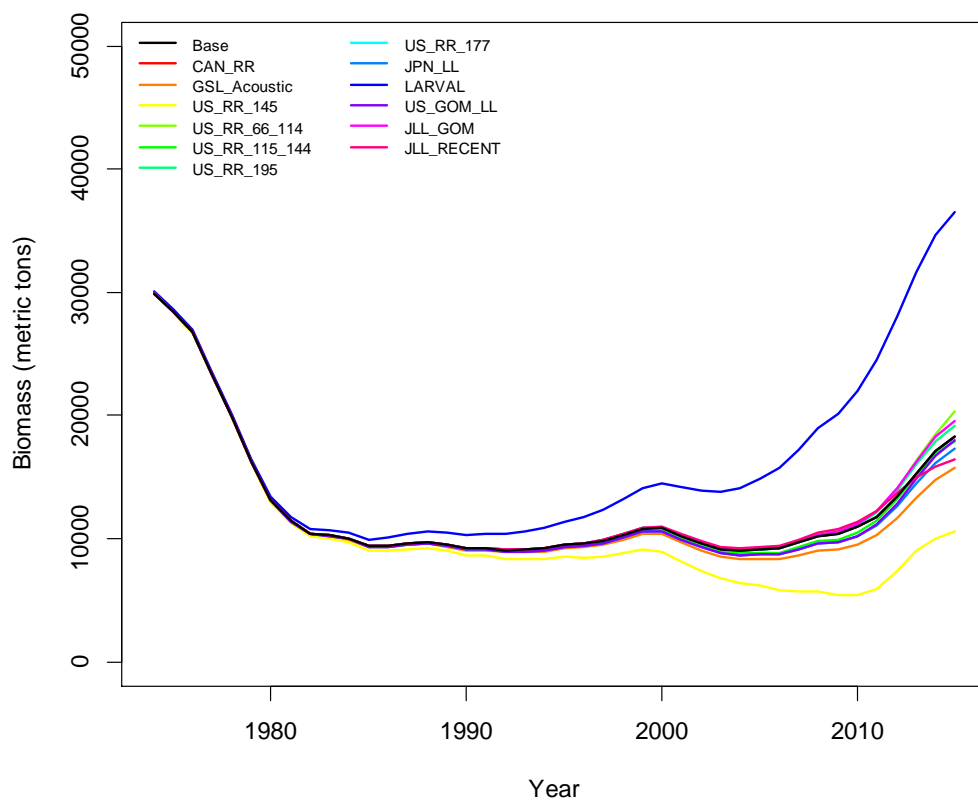


Figure 28. Jack-knife analysis demonstrating the effects of removing individual relative abundance indices from the VPA base case for the western stock. Spawning biomass is calculated here assuming older spawning.

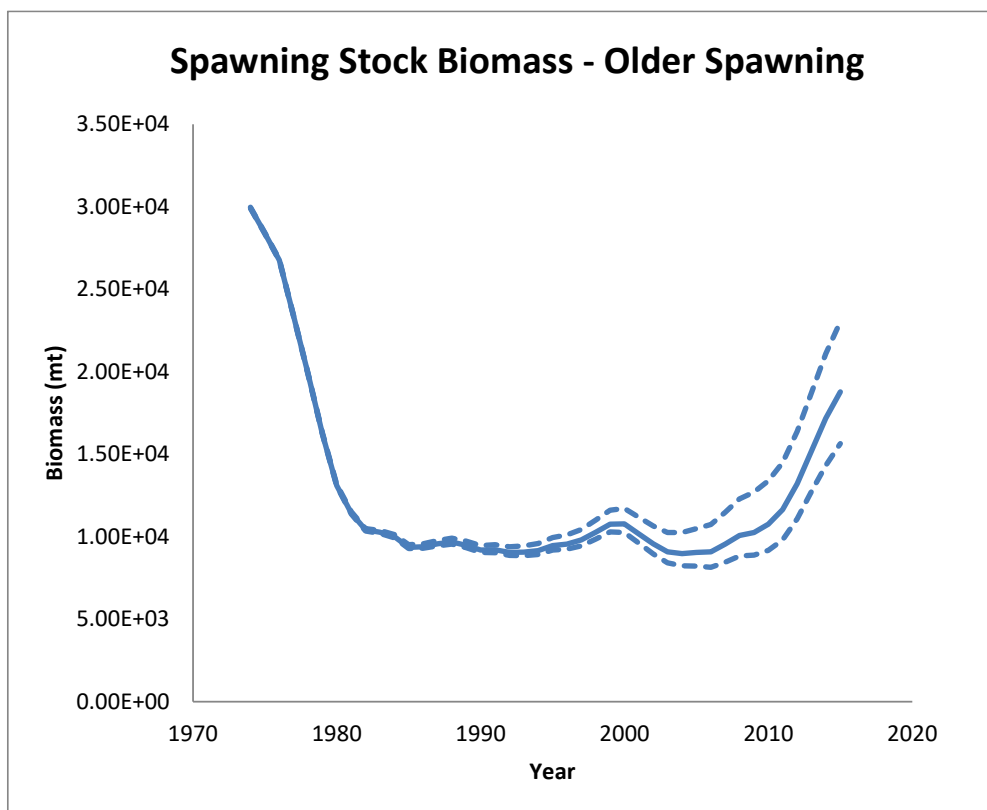
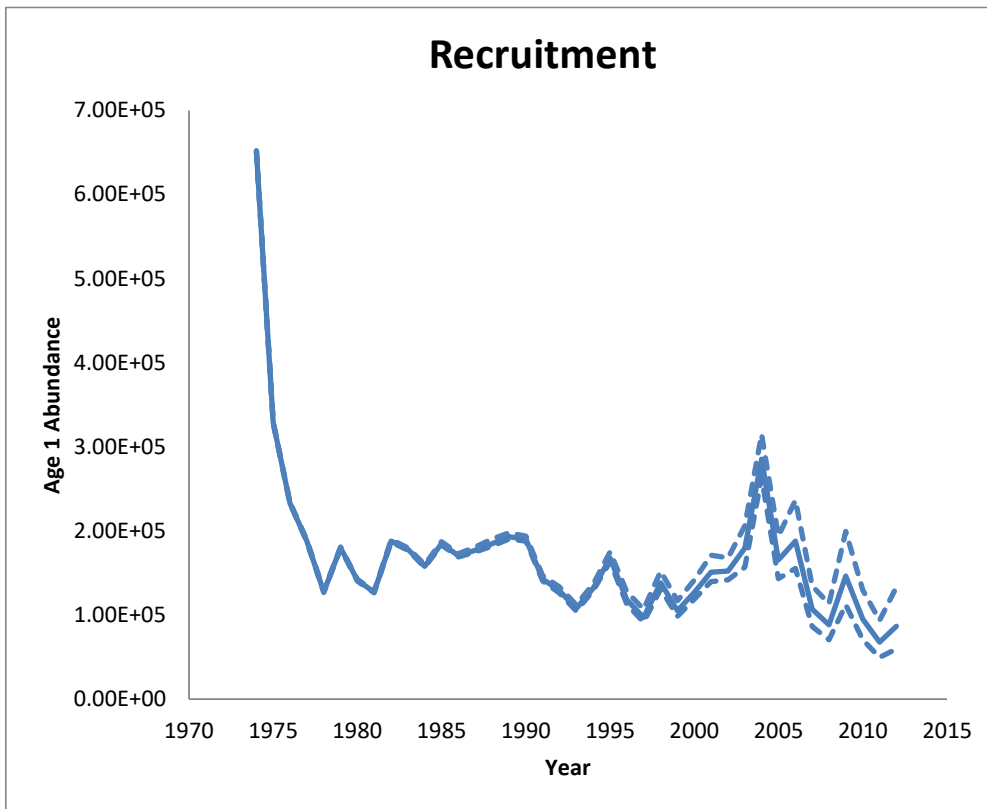


Figure 29. VPA base case estimates of the spawning biomass (assuming older spawning) and recruitment (age 1) for the western stock with 80% confidence intervals derived by bootstrapping.

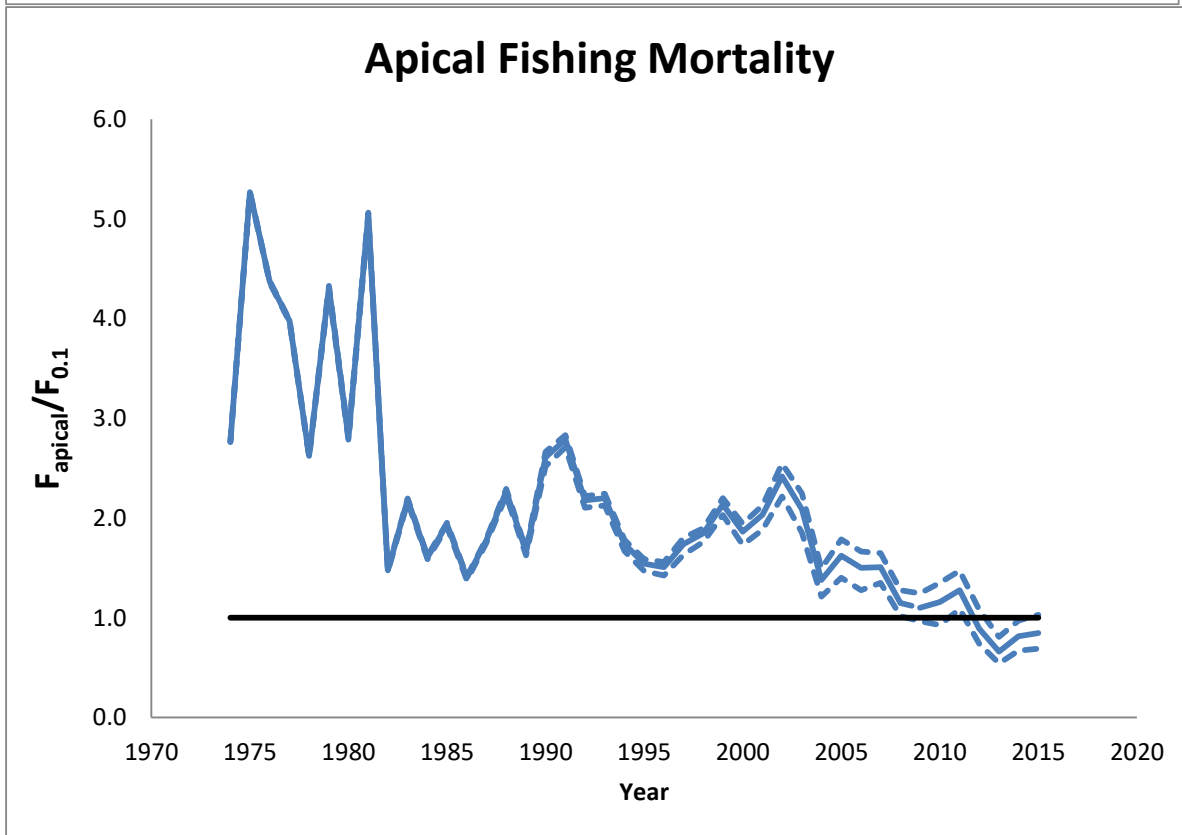
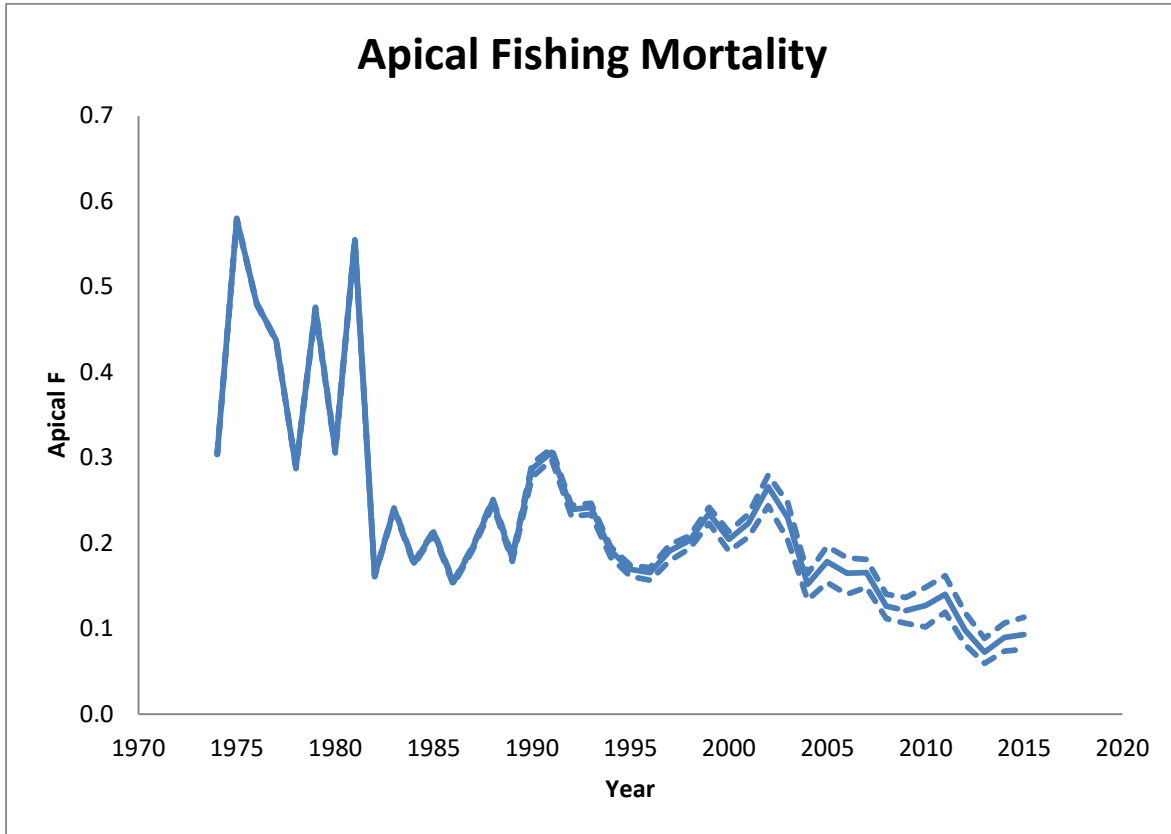


Figure 30. VPA base case estimates of the apical fishing mortality rate on the western stock with 80% confidence intervals derived by bootstrapping. Top graph gives the absolute scale and the bottom graph gives the values relative to $F_{0.1}$.

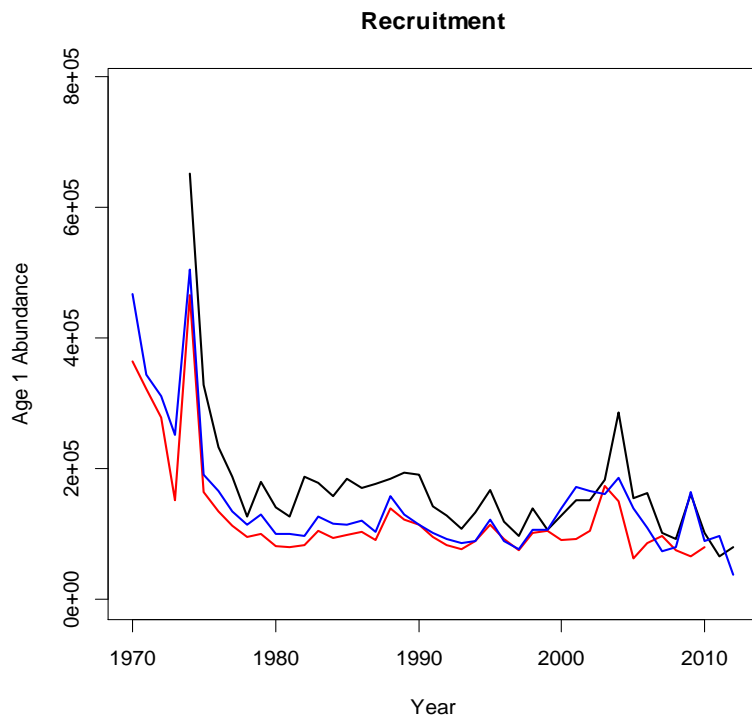
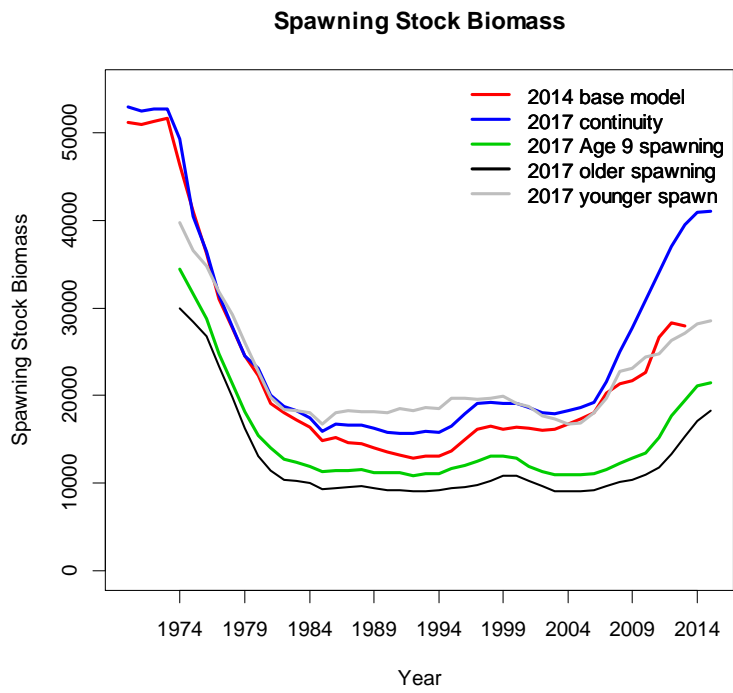


Figure 31. Comparison of 2017 base VPA (black: older spawning, and grey: younger spawning), 2017 continuity VPA (blue and green) and 2014 base VPA (red) for the western stock.

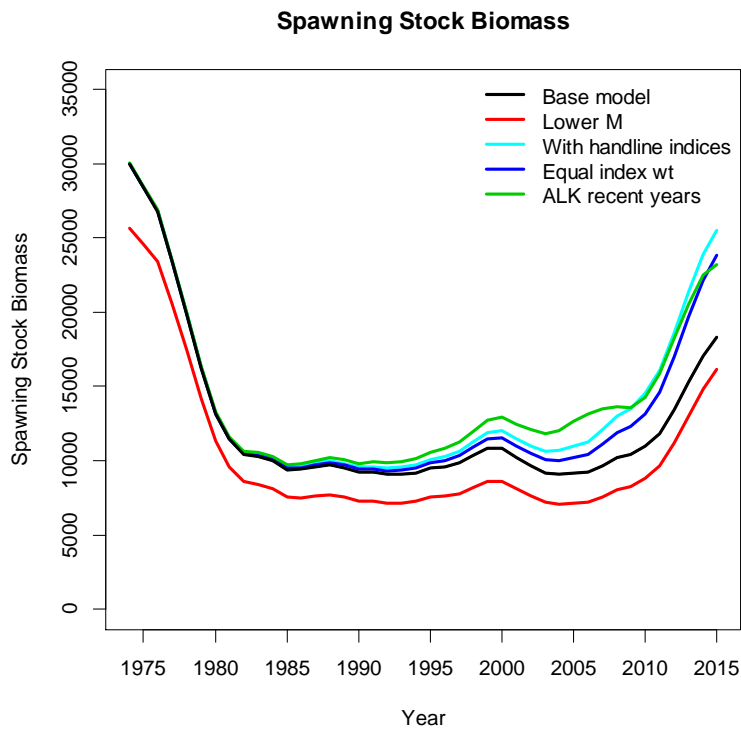
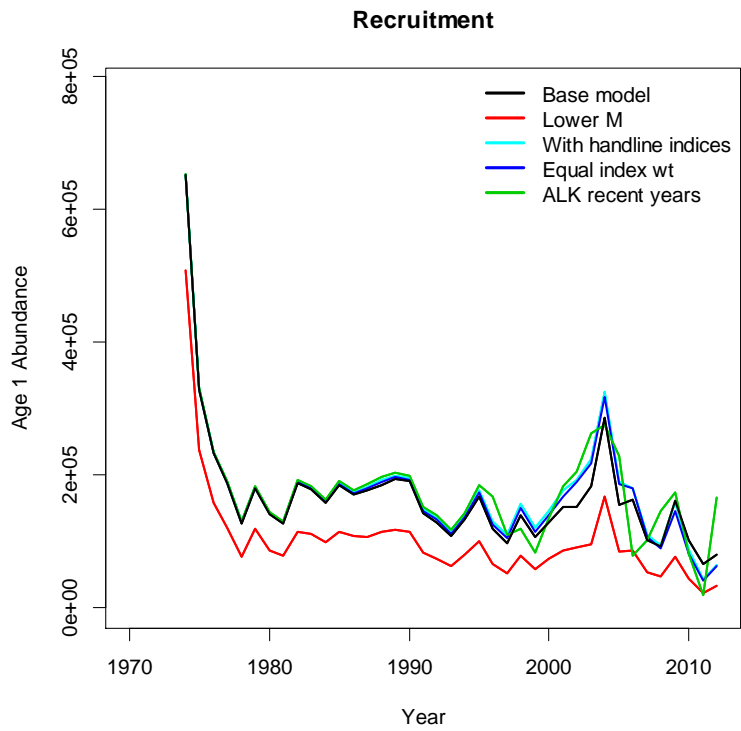


Figure 32 VPA results of sensitivity runs for the western stock (coloured lines) compared to the base case (black) when the older spawning ogive is used to calculate SSB: lower natural mortality rate M (red), equal weighting of indices of abundance (dark blue), including the CAN_Combined_RR and US_RR>177 CPUE ('With_handlines_indices', light blue), and catch-at-age estimated with and age-length key (ALK) for 2010 to 2015 (green).

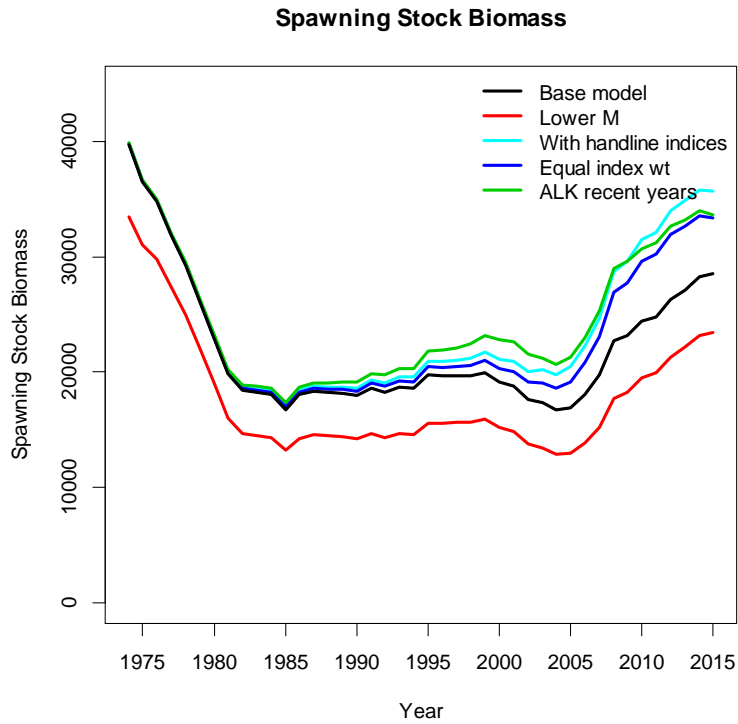


Figure 33. VPA results of sensitivity runs for the western stock (coloured lines) compared to the base case (black) when the younger spawning ogive is used to calculate SSB: lower natural mortality rate M (red), equal weighting of indices of abundance (dark blue), including the CAN_Combined_RR and US_RR>177 CPUE ('With_handlines_indices', light blue), and catch-at-age estimated with and age-length key (ALK) for 2010 to 2015 (green).

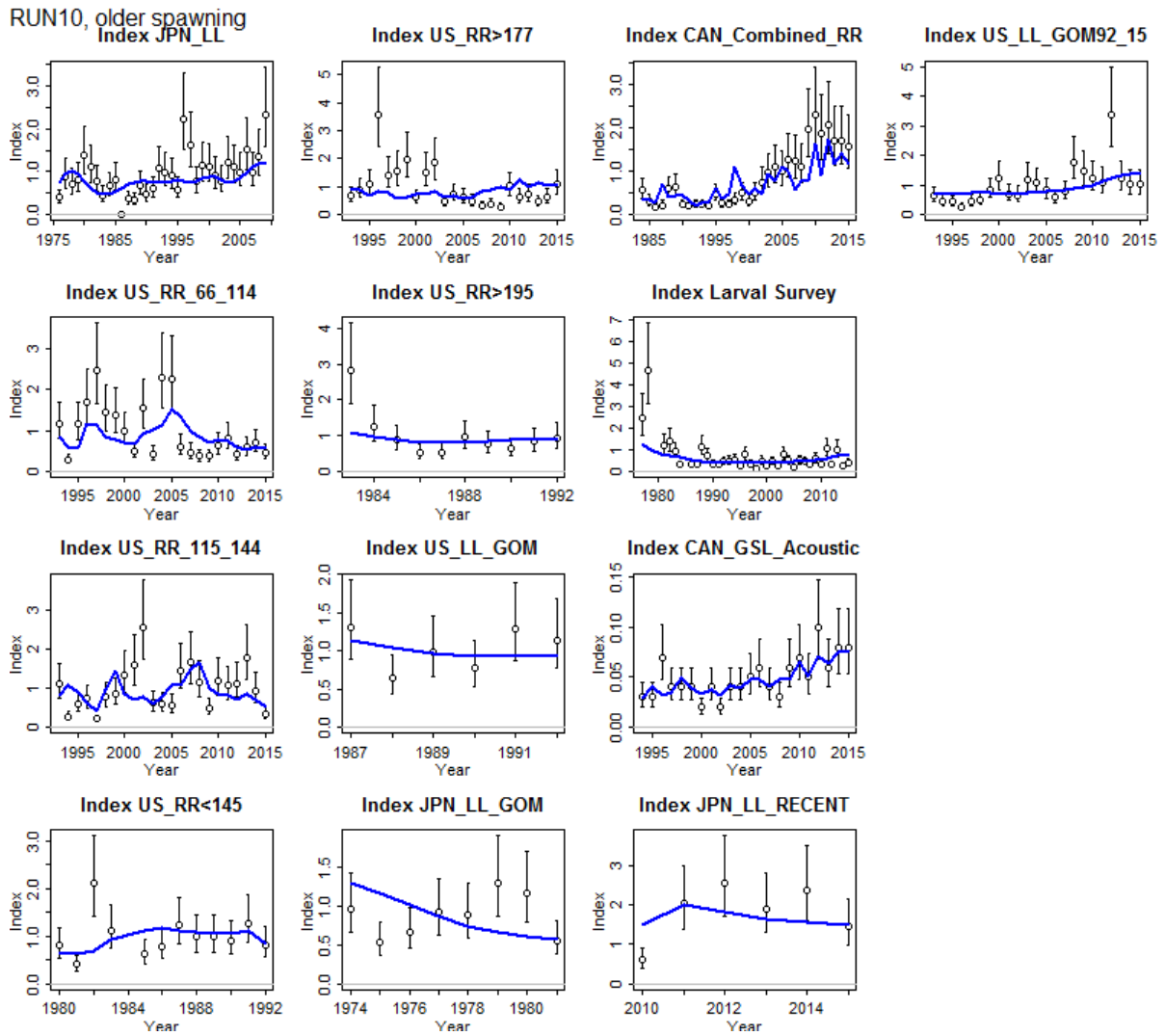


Figure 34. Fits to CPUE indices for SS run10 (assuming older spawning, and the results for SS run 11, younger spawning, are not shown as they are nearly identical) for the western stock.

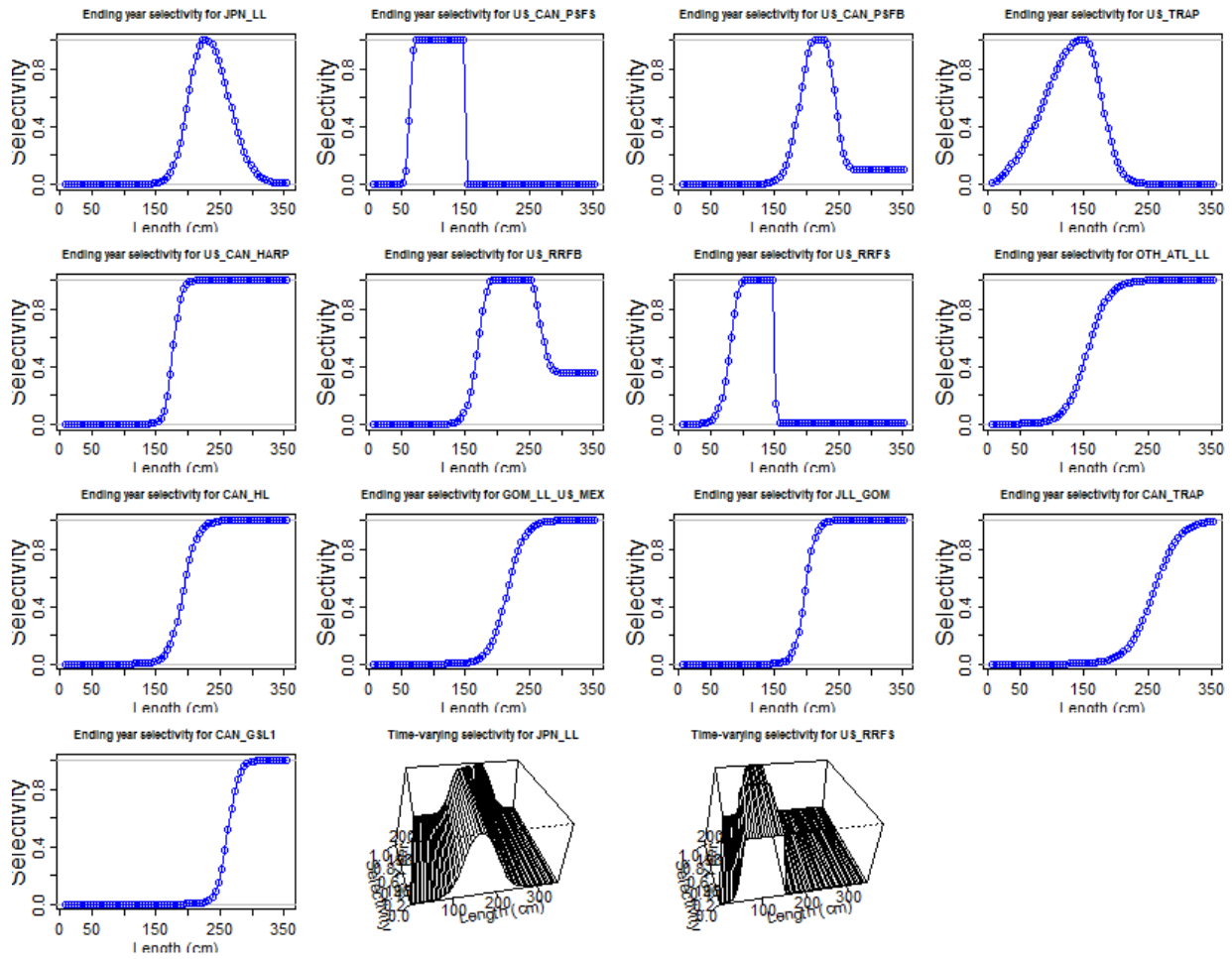


Figure 35. Estimated selectivity for SS run 10 (assuming older spawning, and the results for SS run 11, younger spawning, were essentially the same) for the western stock. For JPN_LL and US_RRFS time varying selectivity is shown on bottom.

length comps, sexes combined, whole catch, aggregated across time by fleet

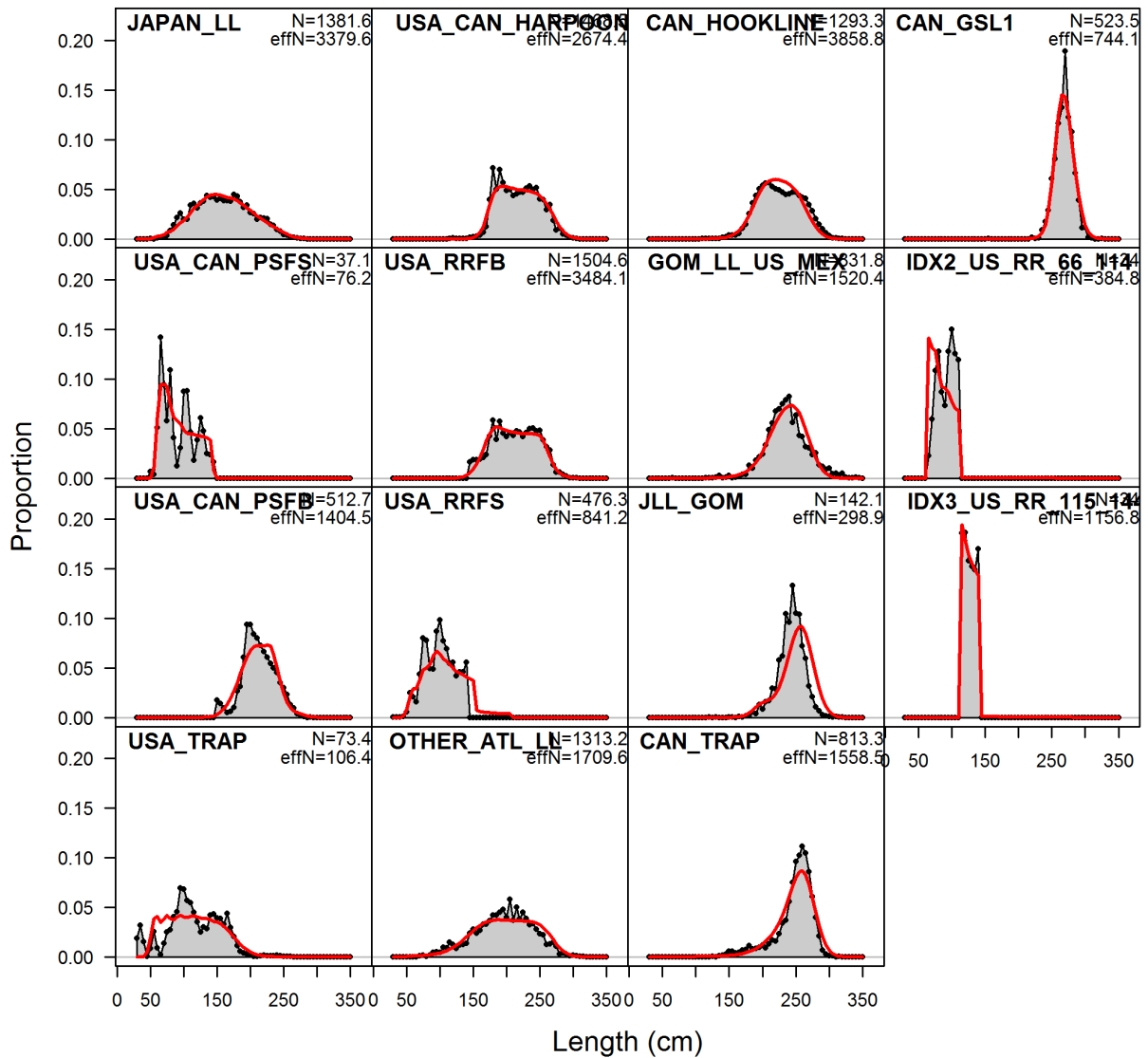


Figure 36. Fits to length composition data over all years for SS3 run 10 (assuming older spawning, and the results for SS3 run 11, younger spawning, are not shown for brevity as it is essentially the same) for the western stock.

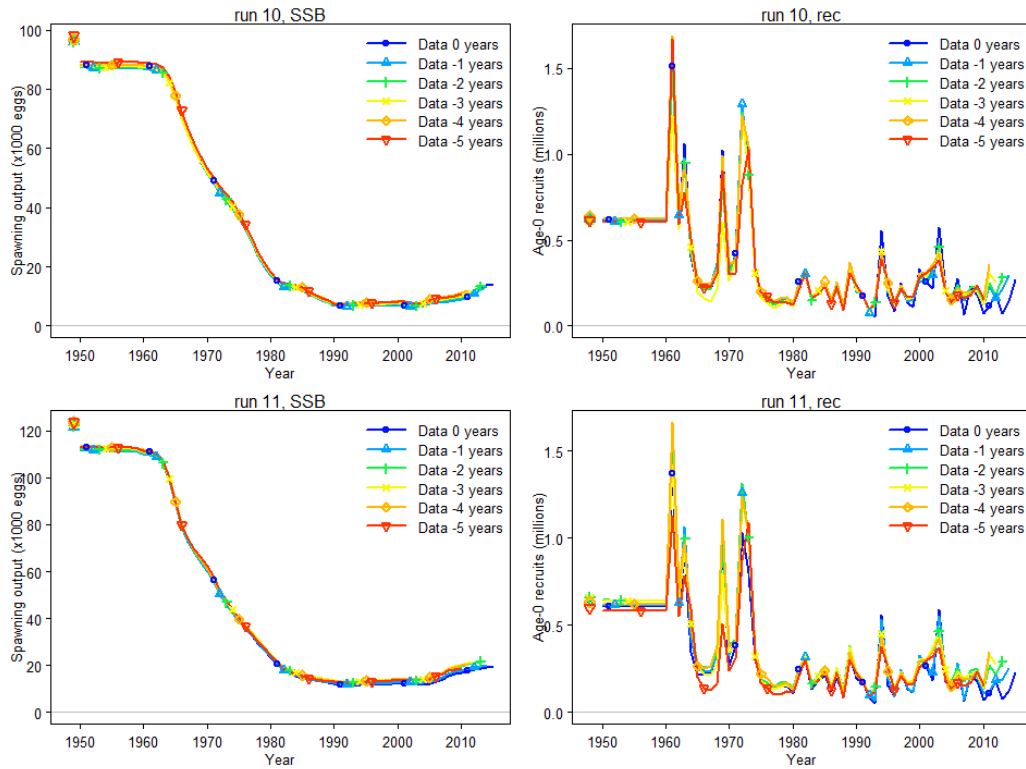


Figure 37. Retrospective plots of SSB and recruitment (age 0) for SS3 runs 10 (older spawning) and 11 (younger spawning) for the western stock.

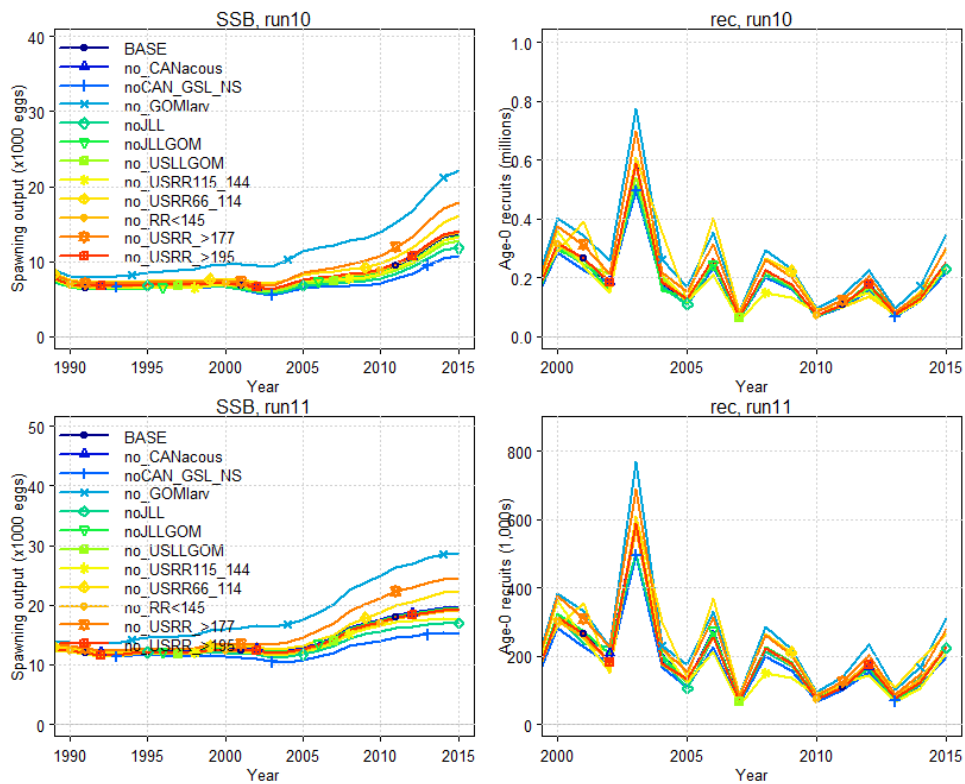


Figure 38. SSB and recruitment (age 0) estimates of 'jackknife' procedure of removing one index at a time for SS runs 10 (older spawning) and 11 (younger spawning) for the western stock.

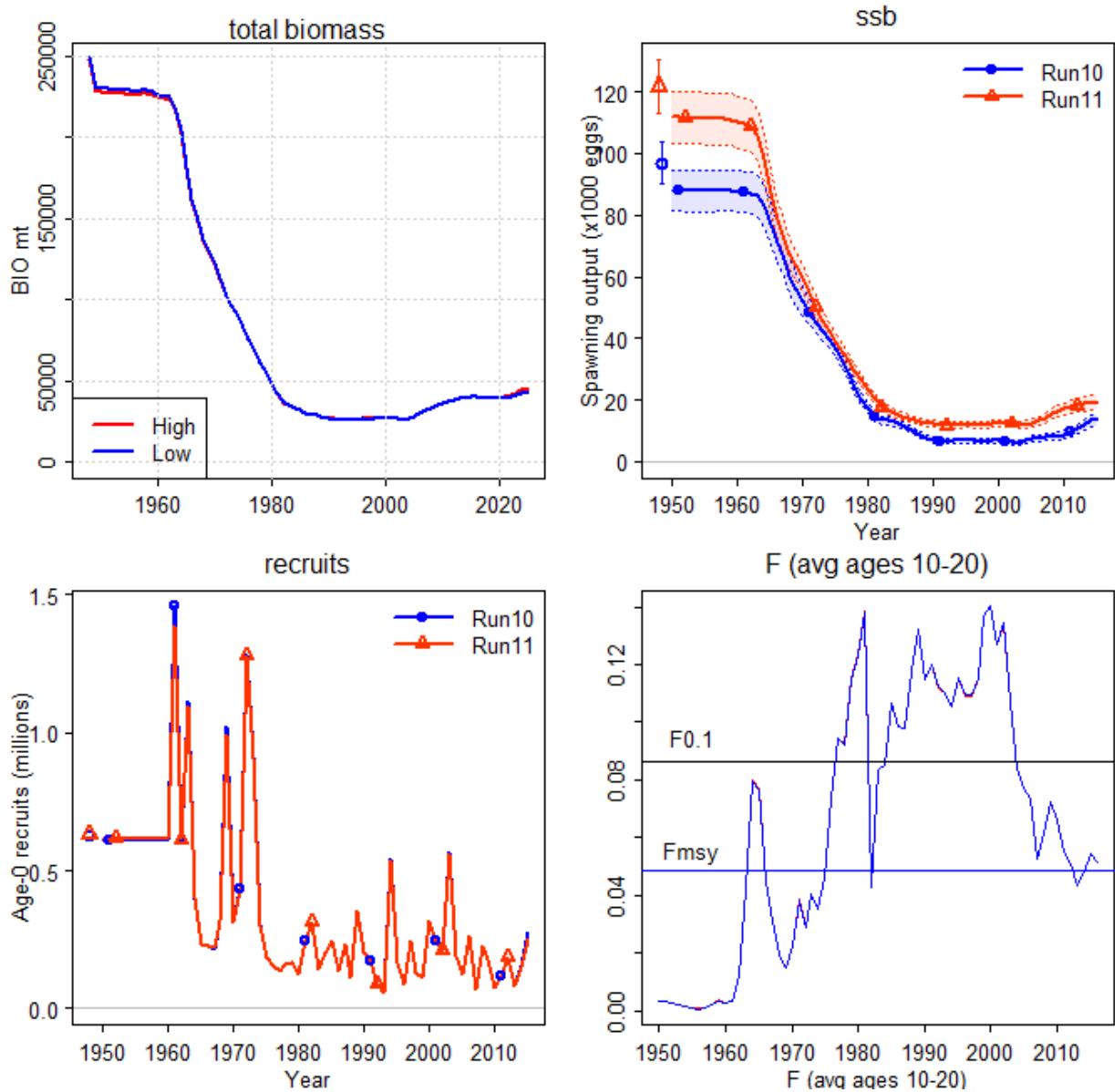


Figure 39. Time series of total biomass, SSB, recruits (age 0), and F (average F on ages 10-20) for SS3 runs 10 (older spawning) and 11 (younger spawning) for the western stock.

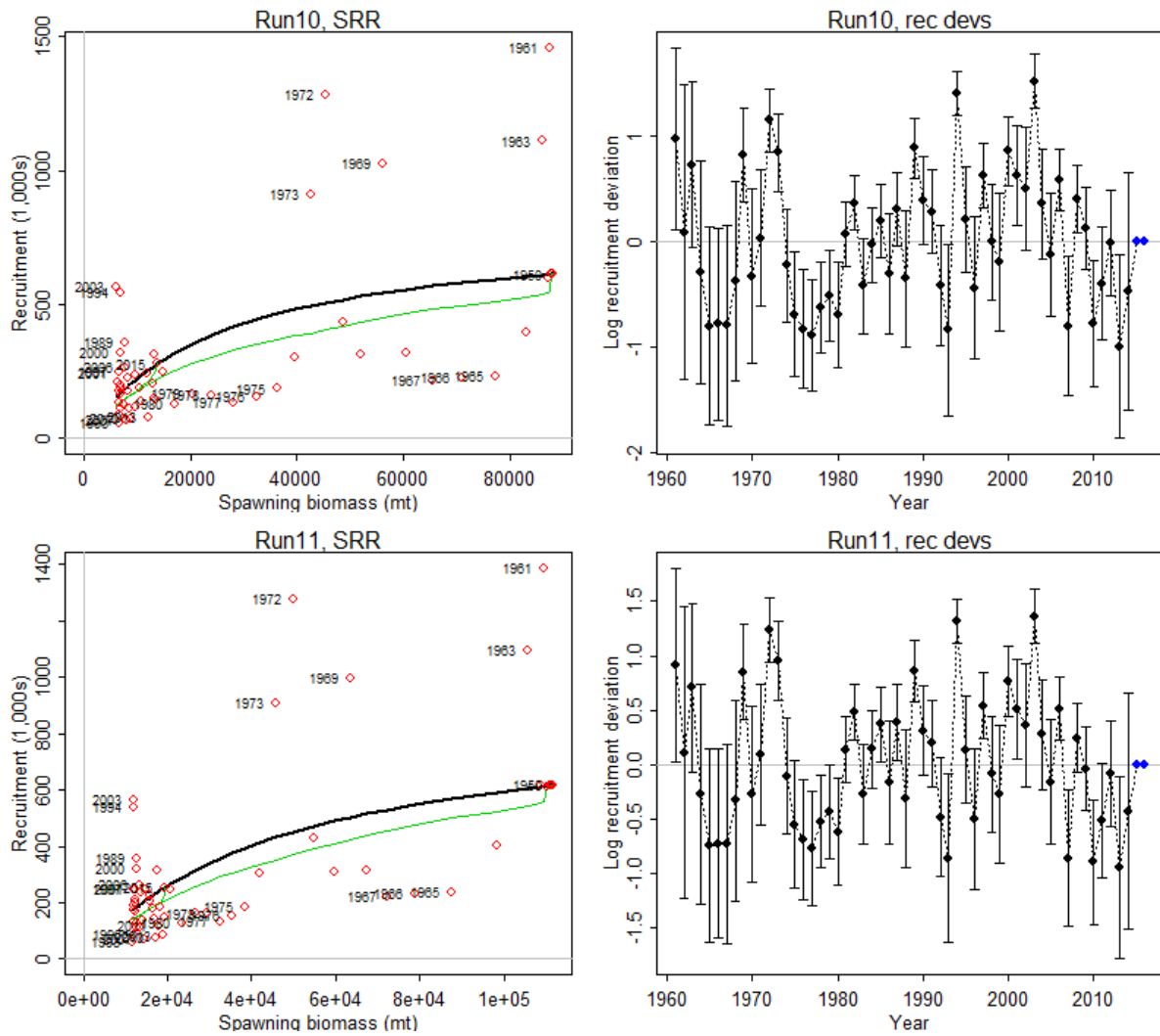


Figure 40. Estimated Beverton-Holt Spawner-recruit relationship and recruitment (age 0) deviations for SS runs 10 (older spawning - top) and 11 (younger spawning - bottom) for the western stock. Green line is the adjusted recruitment level during the period where recruitment deviations are estimated. The level of the adjustment, or reduction in recruitment level is determined by a bias correction factor that makes the mean recruitment level during the recruitment deviation estimation period equal to R_0 . Steepness was estimated to be 0.54 and 0.45, respectively, for SS3 runs 10 and 11. Blue points are ‘future’ recruitment deviations that are partially estimated for 2015 and not estimated for 2016.

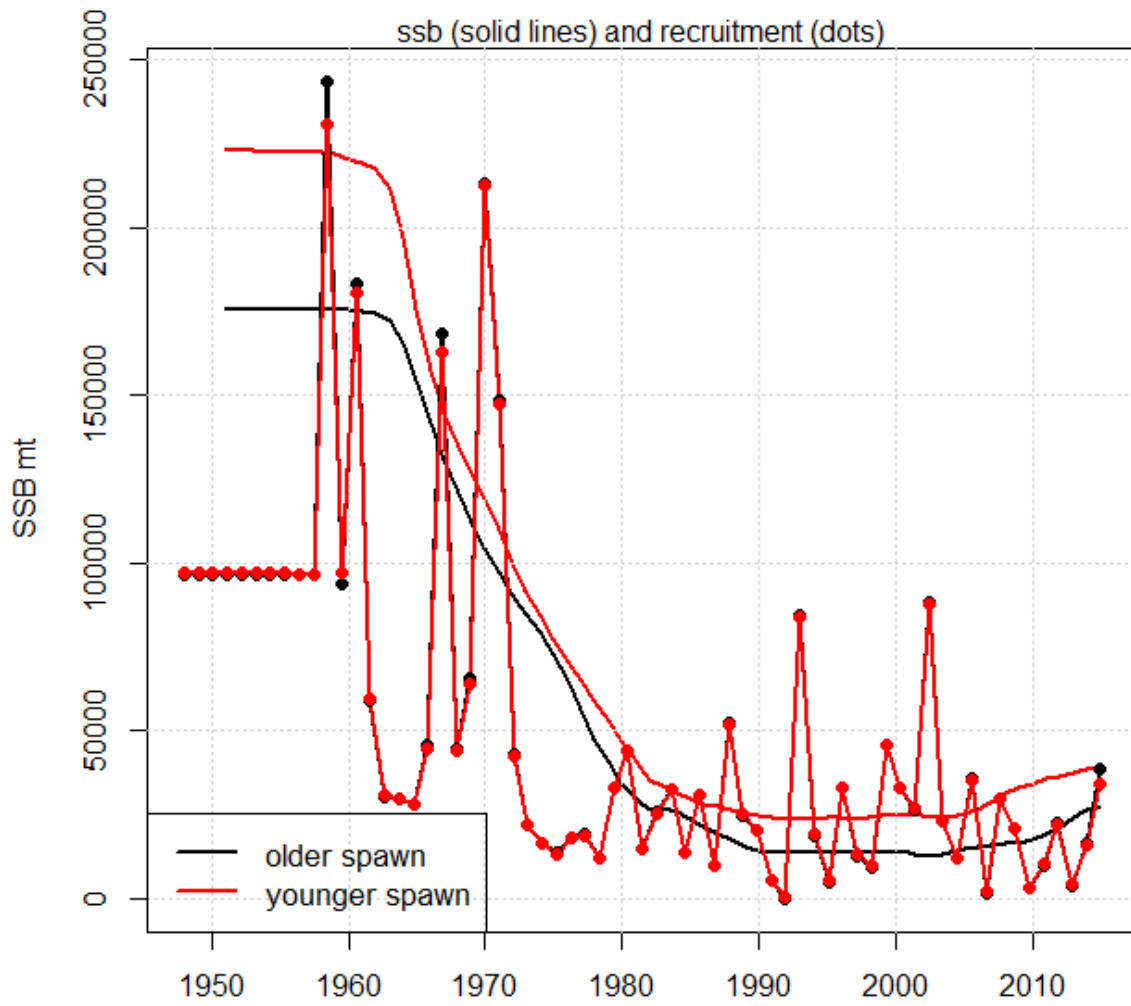


Figure 41. Time series of SSB, and recruits (age 0) from base SS3 model assuming older spawning (high in black) and younger spawning (low in red) for the western stock.

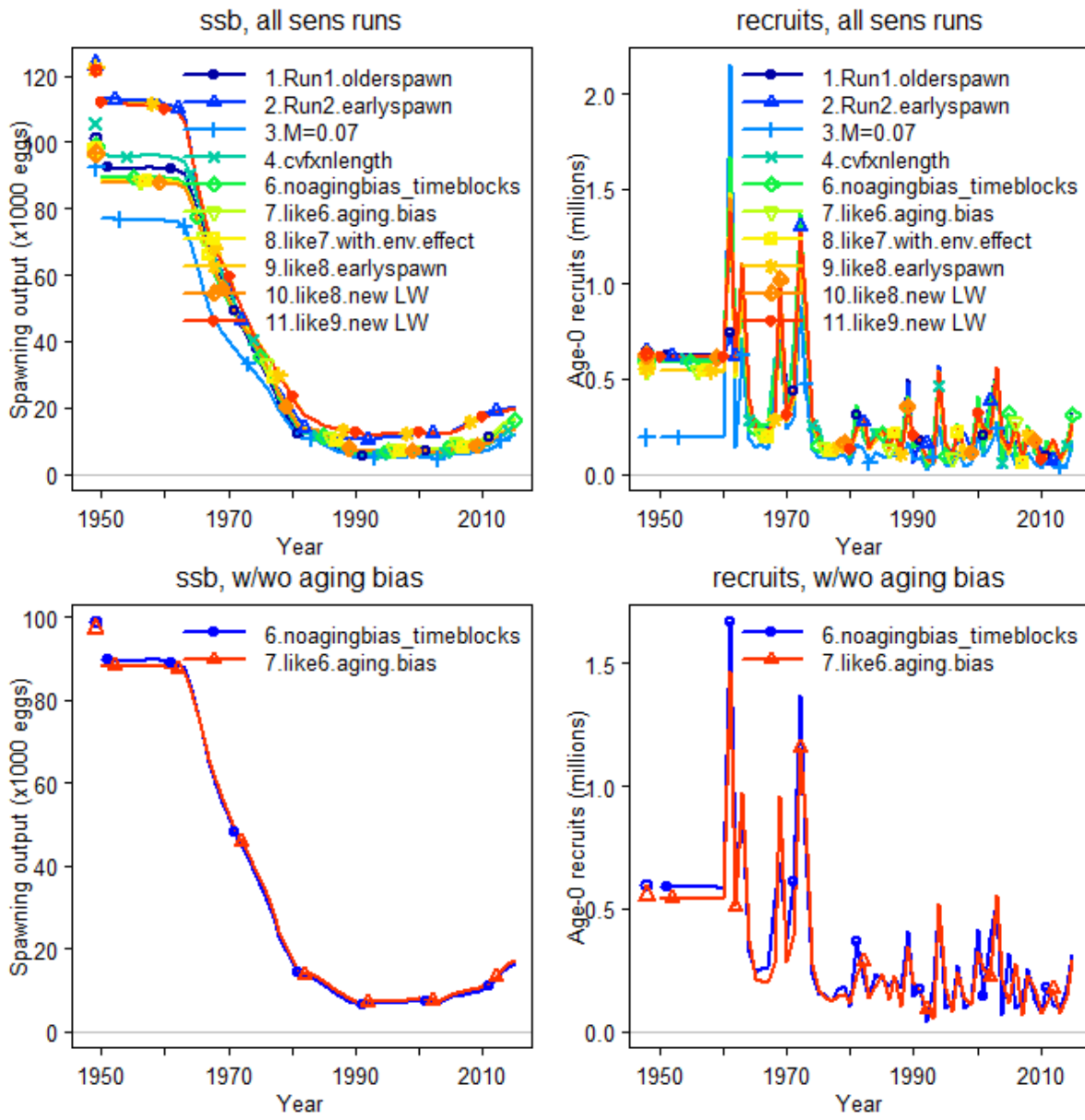


Figure 42. Time series of SSB and recruits (age 0) for all SS3 model sensitivity runs for the western stock except the unconstrained stock recruitment relationship which estimated recruits out of the scale of the runs for some years. Lower panel isolates the difference with or without the aging bias vector.

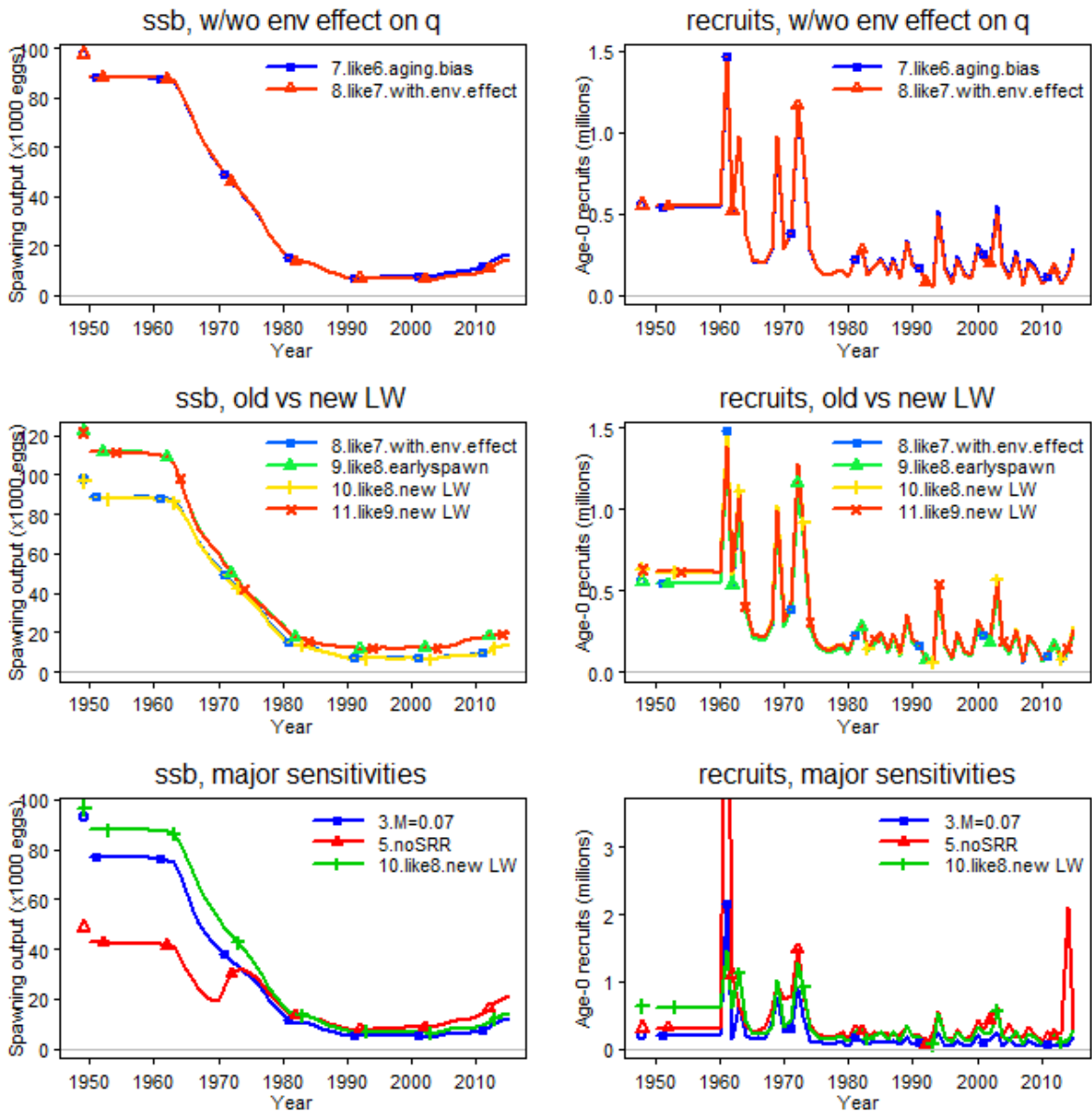


Figure 43. Time series of SSB and recruits (age 0) for SS3 sensitivity runs for the western stock. Upper panel isolates the difference with or without the environmental factor on catchability for three indices. Middle panels isolate the difference between the old and new length-weight relationship and lower panel shows runs with the greatest divergence compared to the base, older spawning run which was the lower $M=0.07$ and the run without a stock recruitment relationship imposed.

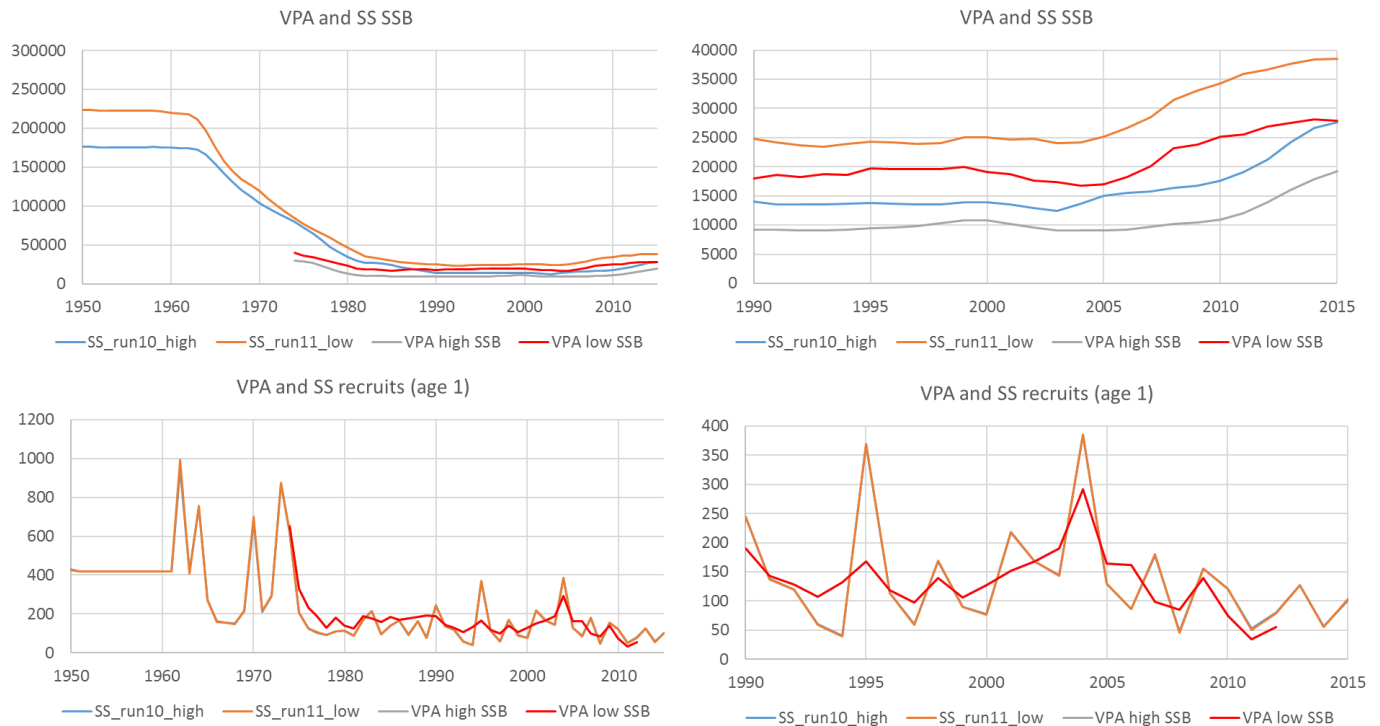


Figure 44. Comparison of VPA and SS3 estimates of SSB and recruits (age 1) for the western stock.

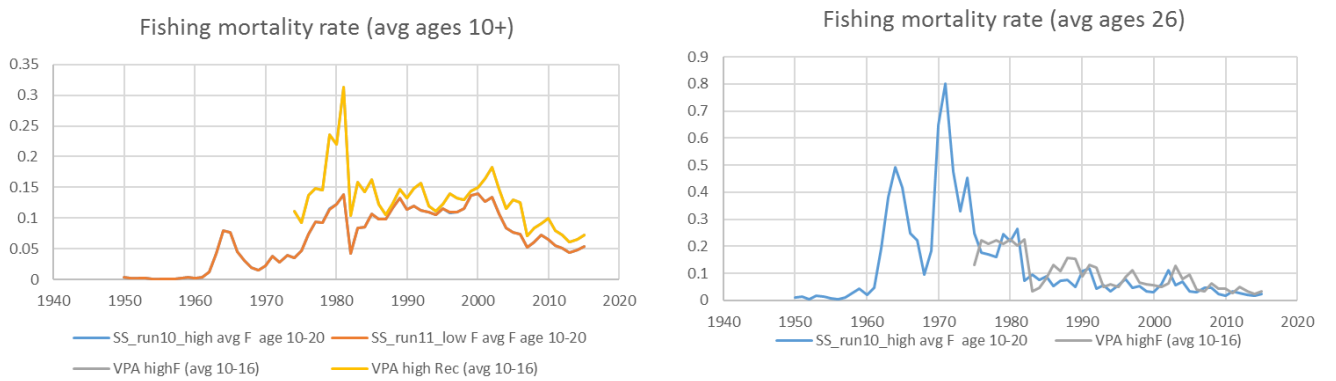


Figure 45. Comparison of VPA and SS3 estimates of F on ages 10+ and F for the western stock.

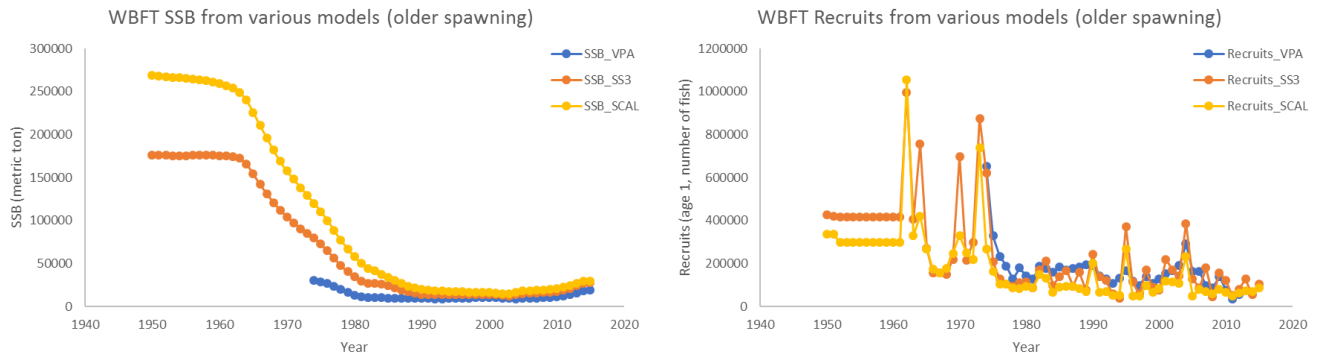


Figure 46. Comparison of several models (VPA, SS, and SCAL) SSB and recruits for the western stock assuming older spawning.

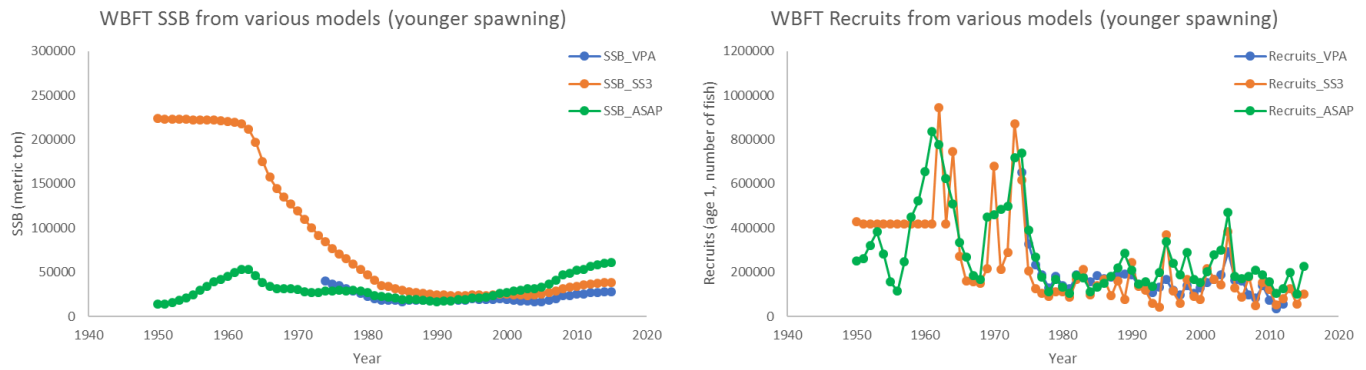


Figure 47. Comparison of several models (VPA, SS3, and ASAP) SSB and recruits for the western stock assuming younger spawning.

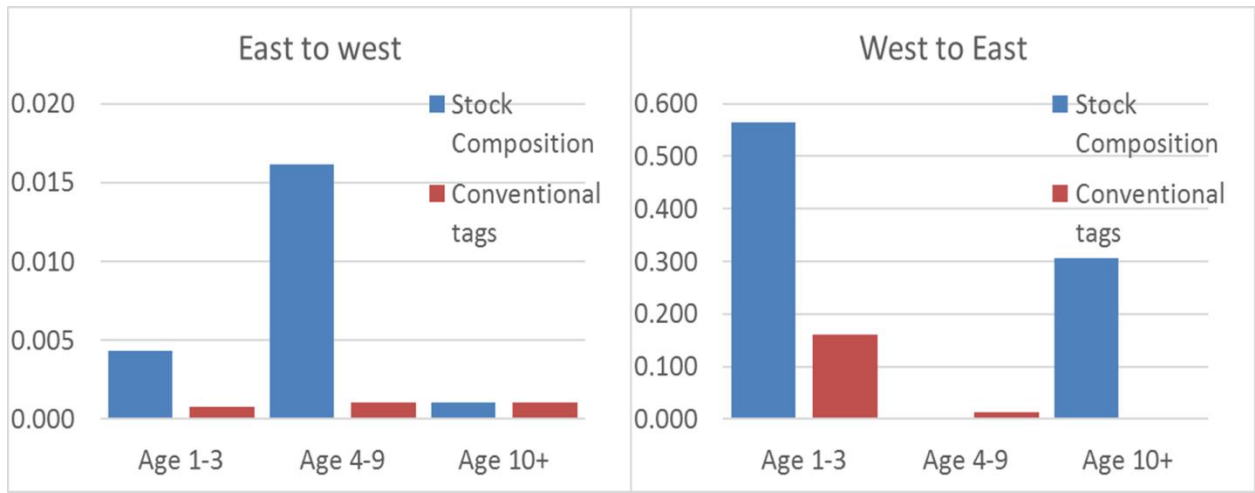


Figure 48. Estimated fraction of the eastern stock that moves to the west (left graph) and fraction of the western stock that moves east (right graph) by age groups using the overlap model in VPA-2box.

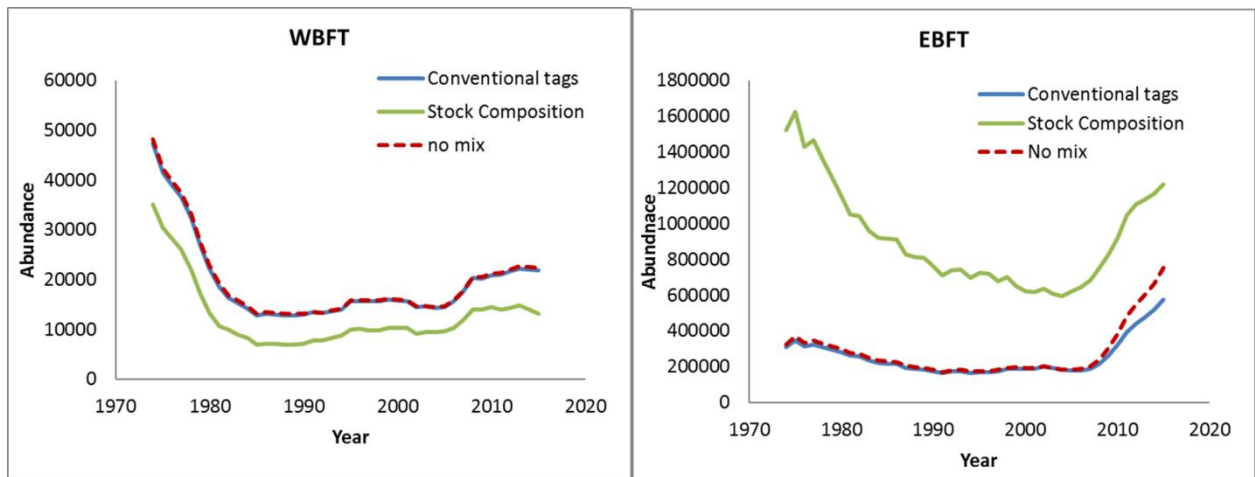


Figure 49. Estimated spawning biomass (computed with younger spawning oovige) of the western (WBFT) and eastern (EBFT) stocks using the overlap model with conventional tag data (blue) and stock composition data (green) compared to the results obtained with no mixing (and without tagging or stock composition data).

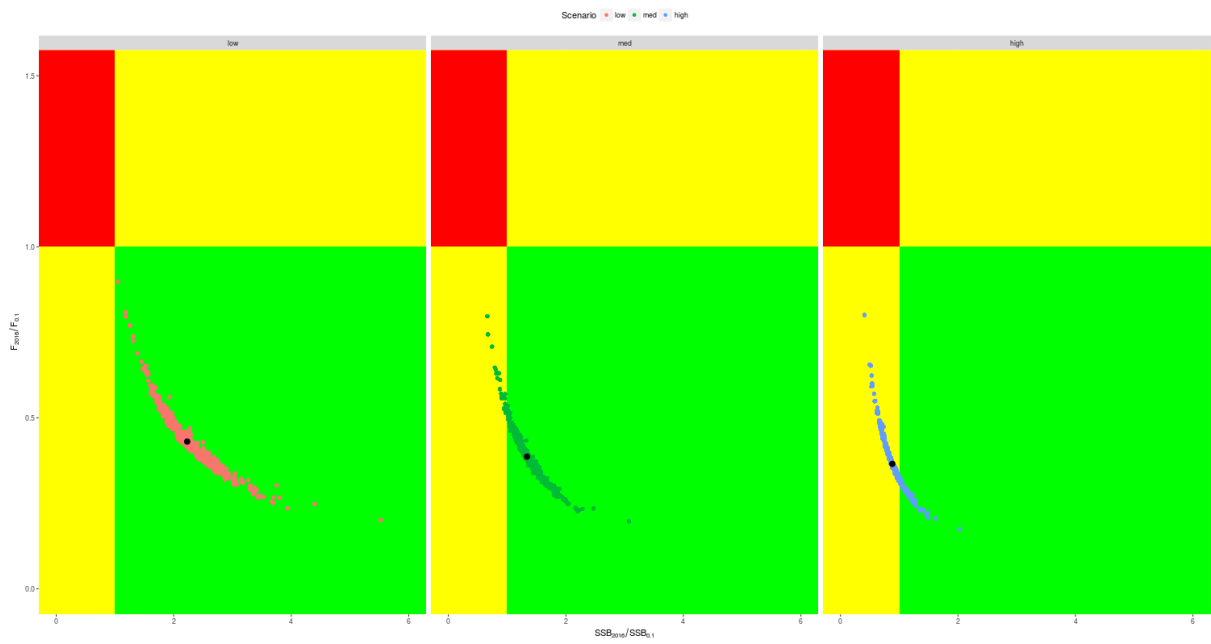


Figure 50. Kobe phase plot representing the Eastern Atlantic and Mediterranean stock status for VPA base case run and its uncertainty, under different recruitment scenarios.

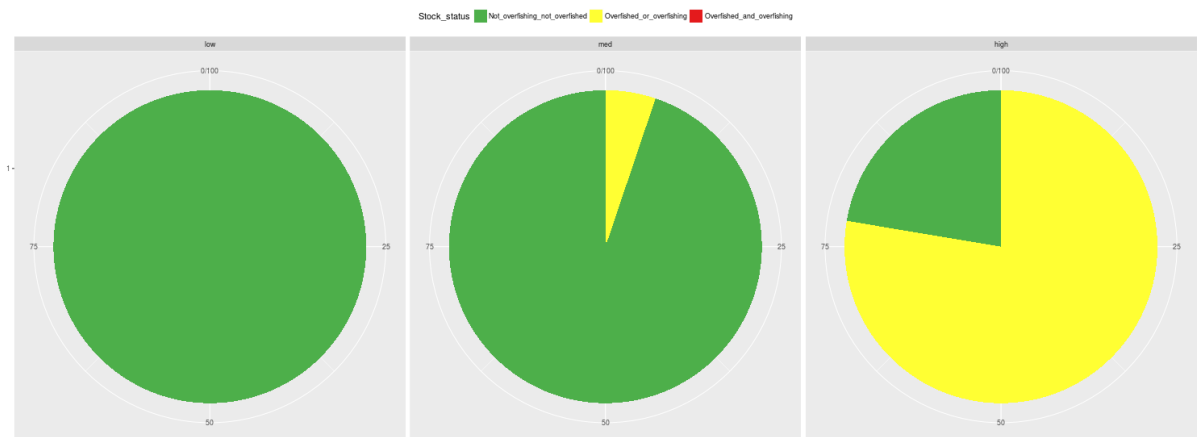


Figure 51. Kobe pie chart representing the percentage of bootstraps falling within the different status categories in 2016.

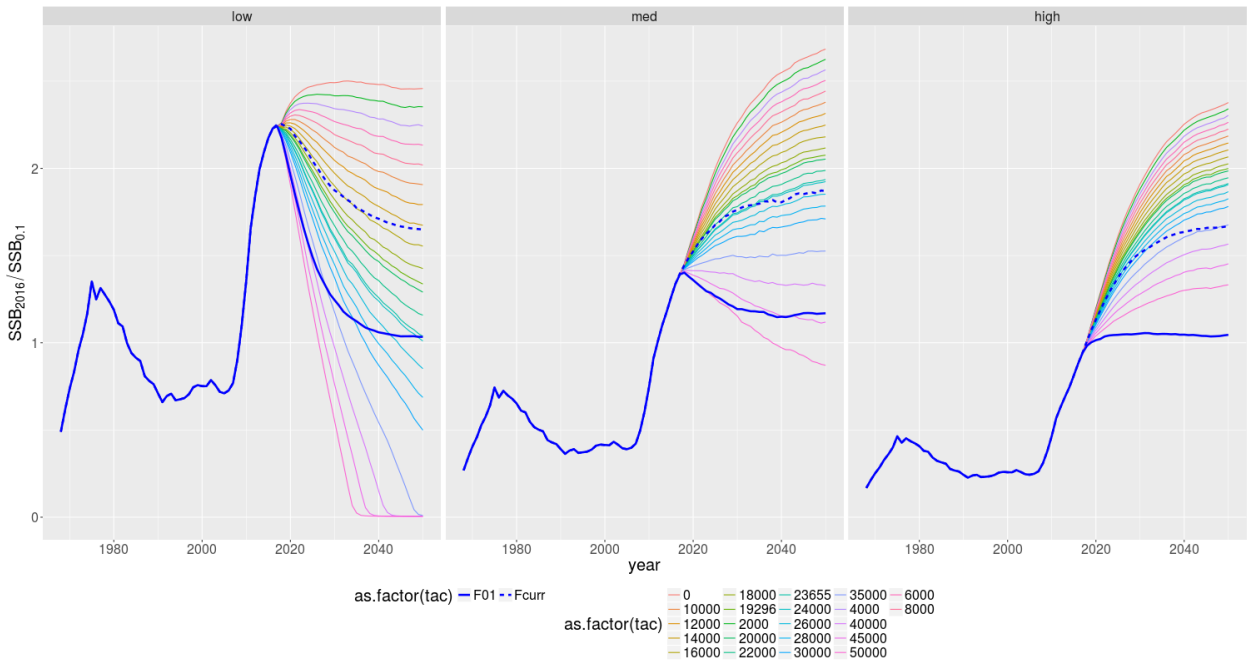


Figure 52. Projected spawning stock biomass, based on VPA results, of the eastern stock relative to the equilibrium value at $F_{0.1}$ under the three alternative recruitment scenarios with catch limits ranging from 0-50,000 t and with two fishing mortality rates ($F_{current}$ and $F_{0.1}$). Note that the calculation of $SSB_{0.1}$ assumes that recruitments will remain at the same levels into the future.

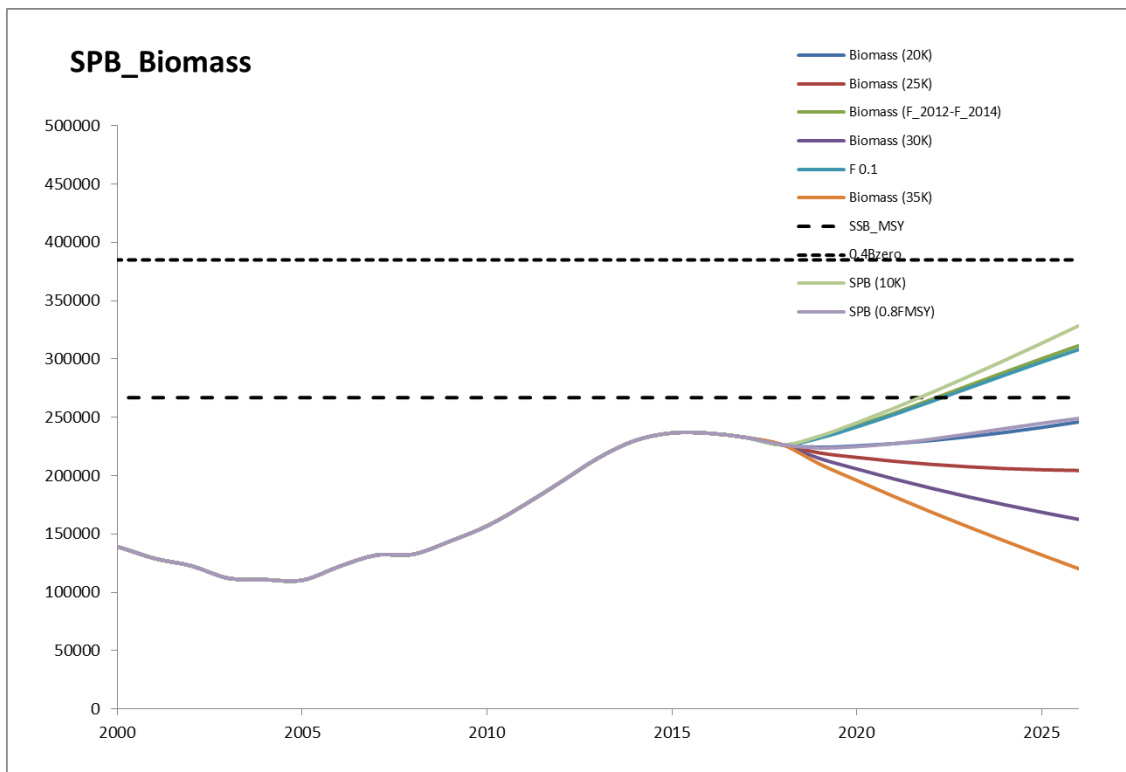


Figure 53. Projections based on different assumptions of F and catch limits from 2017 to 2026, from the SS3 model for the Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna.

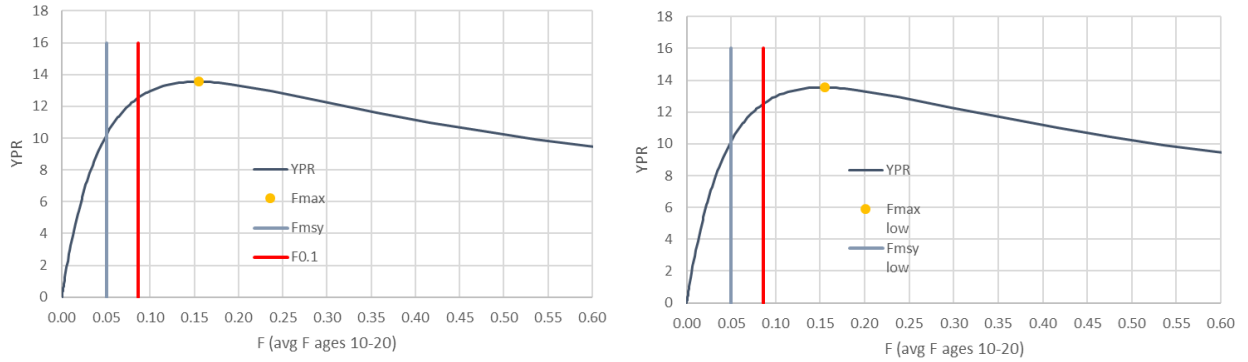


Figure 54. Western stock yield per recruit for SS3 runs 10 (older spawning - left) and 11 (younger spawning - right).

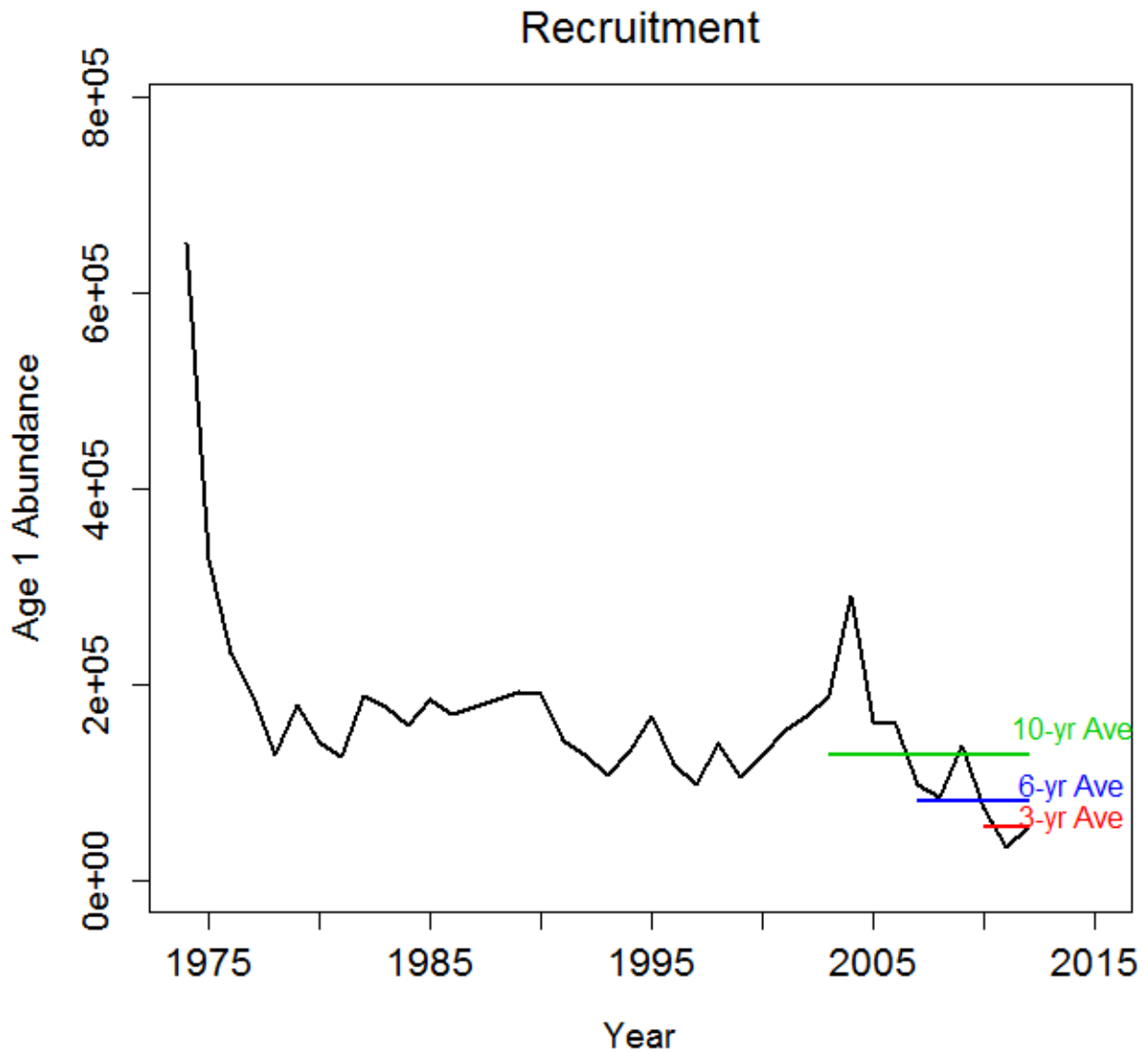


Figure 55. Projected recruitment levels (age 1) derived from the base-case VPA for the western stock under three alternative scenarios (geometric mean recruitment over 3 years, 6 years, and 10 years).

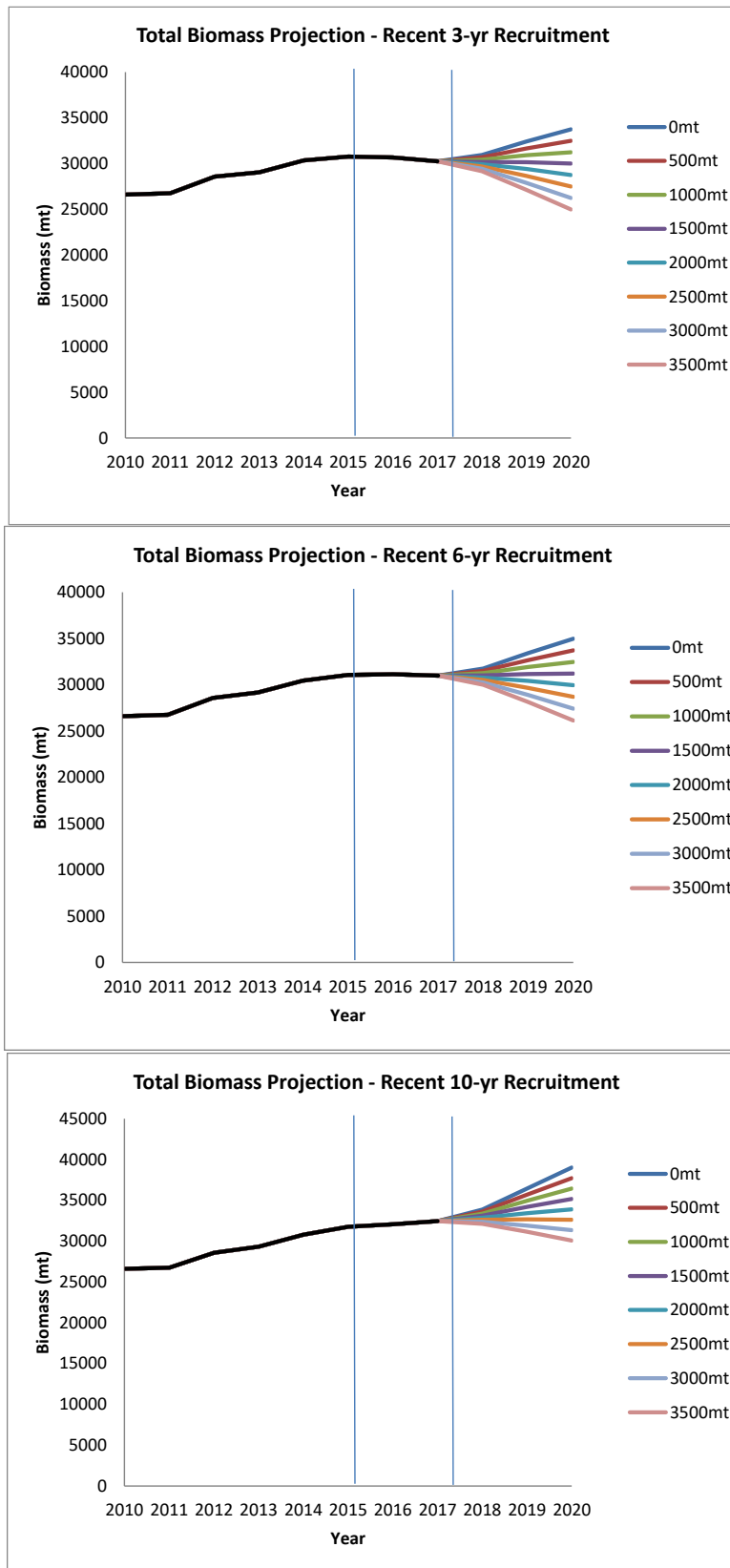


Figure 56. Projected total biomass, based on VPA results, for the western stock under the three recruitment scenarios and different constant yield levels.

Younger Spawning Assumption

Older Spawning Assumption

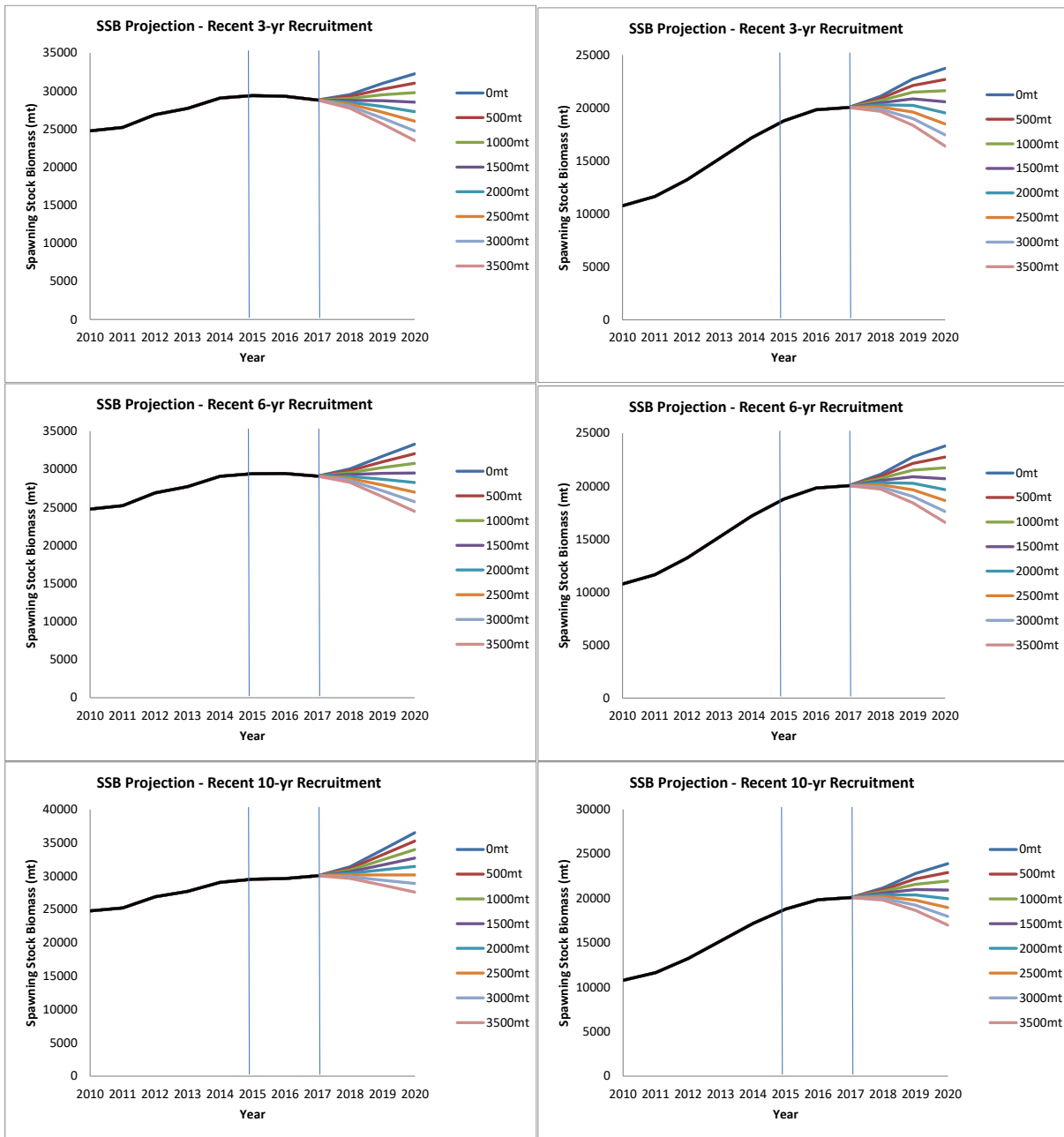


Figure 57. Projected spawning stock biomass, based on VPA results, for the western stock under alternative recruitment scenarios and spawning-at-age assumptions.

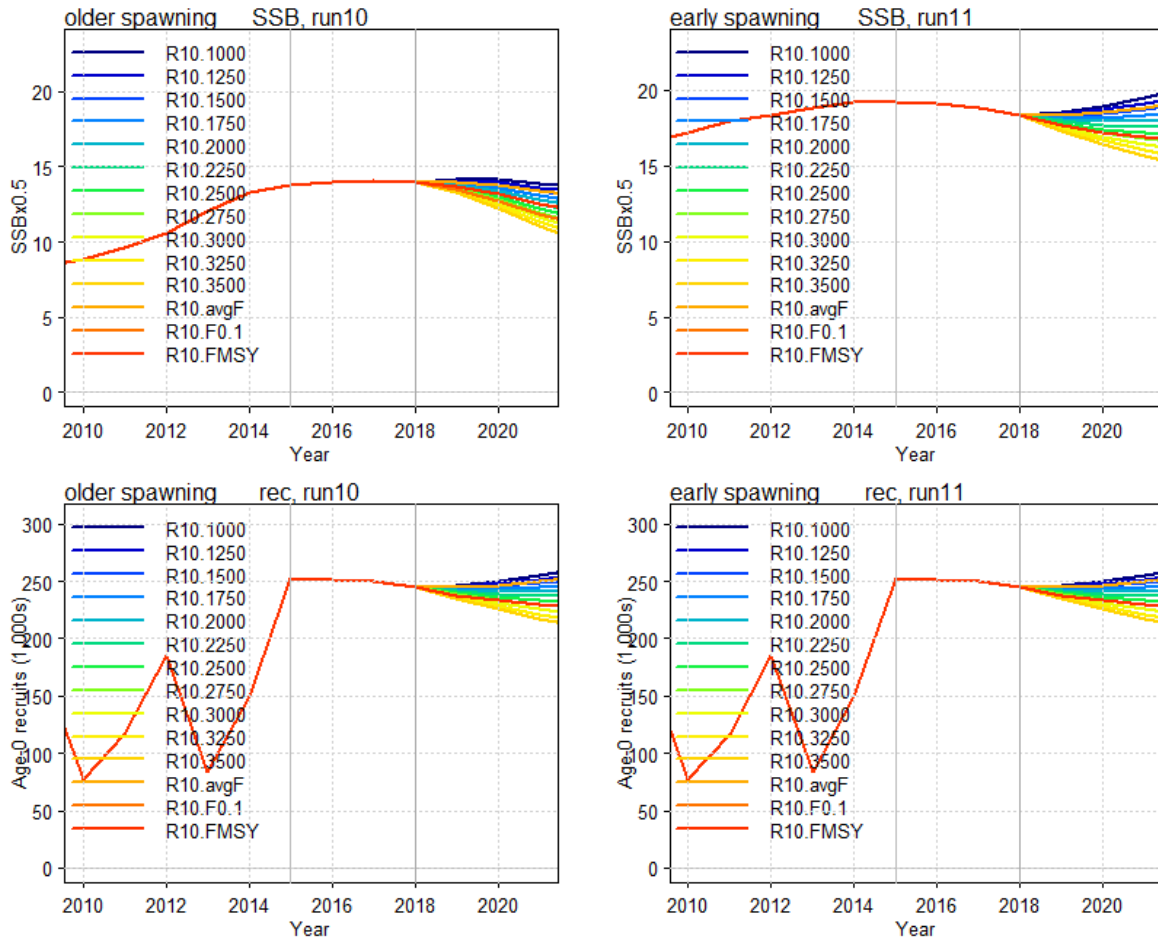


Figure 58. Projected SSB (top) and recruits (age 0, bottom) across the fixed catch limits and $F_{0.1}$, F_{MSY} and average of the current F scenarios from SS3 for the western stock, assuming older spawning (left) and younger spawning (right). Recruitment is drawn from the Beverton and Holt stock recruitment relationship assuming the long-term average recruitment for these runs.

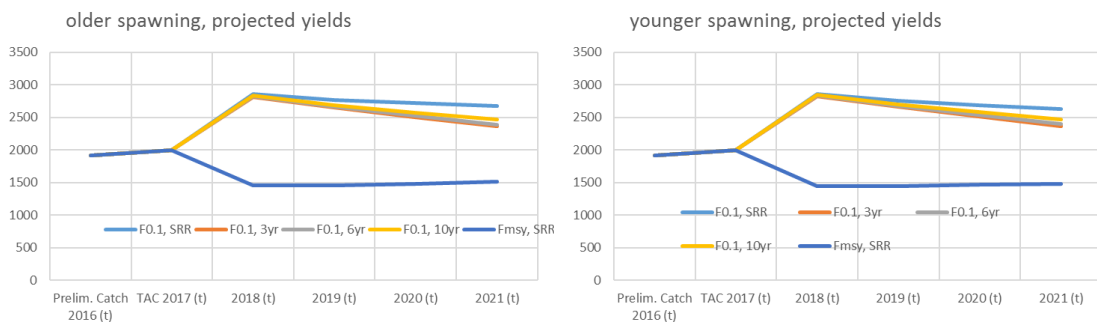


Figure 59. Projected yields from SS3 for the western stock assuming older (right) and younger spawning (left), at $F_{0.1}$ for the 3, 6 and 10 year recruitments and F_{MSY} assuming that recruitment deviations from the Beverton and Holt stock-recruitment relationship are drawn from the high (2003-2012), medium (2007-2012) or low (2009-2012) years or revert to the long-term average recruitment (SRR).

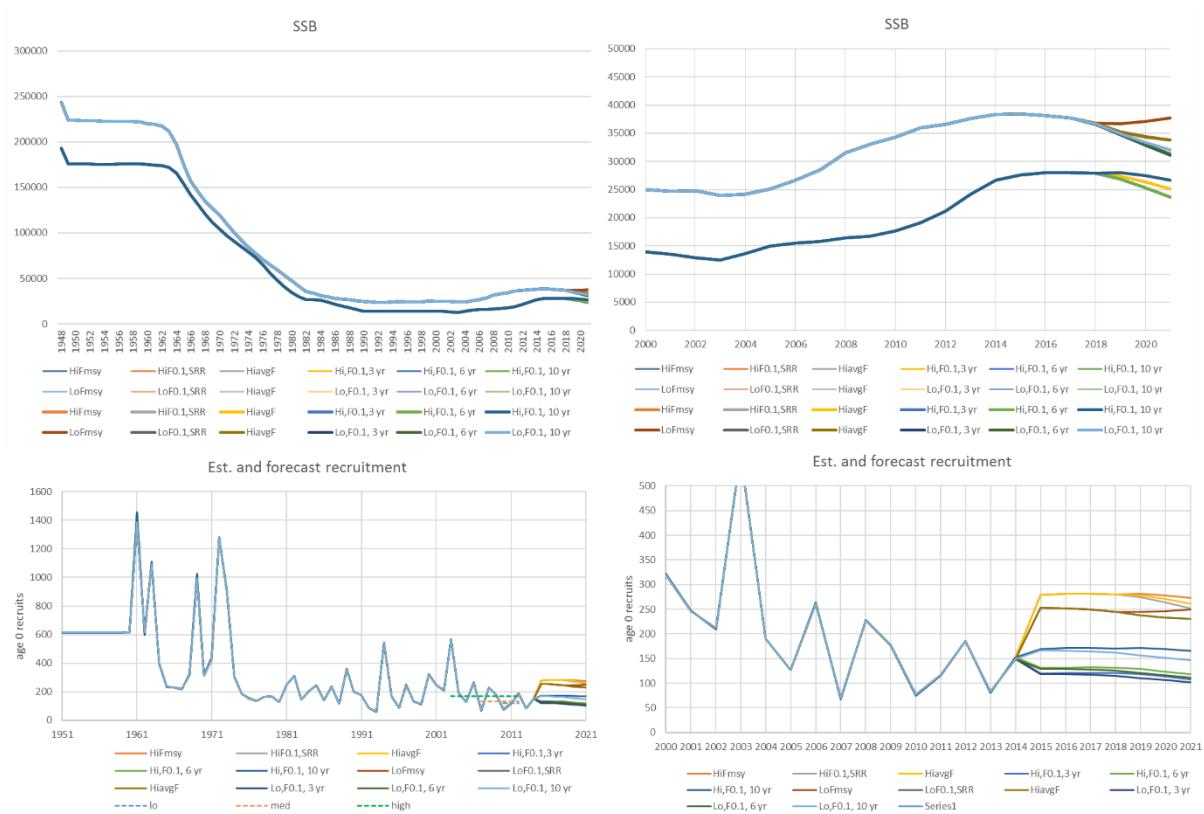


Figure 60. Historical estimated and future projected spawning biomass and recruitment (age 0) for older (Hi) and younger (Lo) spawning from SS3 for the western stock. Right panel shows the same plots for a short time period (2000-2025). Recruitments are generated from recruitment deviations from the Beverton and Holt stock-recruitment relationship from high (2003-2012), medium (2007-2012) or low (2009-2012) years or revert to the long-term average recruitment (SRR).

AGENDA

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements.
2. Review of the scientific papers presented at the Working Group
3. Review and update data for stock assessment
 - 3.1 Biology
 - 3.2 Catch estimates
 - 3.3 Relative abundance estimates and CPUE
 - 3.4 Tagging
 - 3.5 Age composition (age-length keys)
 - 3.6 Stock composition (otolith microchemistry, genetics)
 - 3.7 Other data
4. Methods relevant to the stock assessment
 - 4.1 Methods – East
 - 4.2 Methods – West
 - 4.3 Other methods
5. Updating Stock status
 - 5.1 Stock status – East
 - 5.2 Stock status – West
 - 5.3 Stock status – alternative models
6. Projections
 - 6.1 Review of the Rebuilding Plans for the Atlantic bluefin tuna and 2016 SCRS advice
 - 6.2 Projections – East
 - 6.3 Projections – West
7. Recommendations
 - 7.1 Research and statistics – East
 - 7.2 Research and statistics – West
 - 7.3 Management – East, including advice on the odds of achieving the current Rebuilding Plan objectives without further adjustment
 - 7.4 Management – West, including advice on the odds of achieving the current Rebuilding Plan objectives without further adjustment
8. Other matters
9. Adoption of the report and closure

LIST OF PARTICIPANTS

*[Bluefin tuna stock assessment session](#) (Madrid, Spain, 20 – 28 July 2017)
[Réunion d'évaluation des stocks de thon rouge](#) (Madrid, Espagne, 20 - 28 juillet 2017)
[Reunión de evaluación de los stocks de atún rojo](#) (Madrid, España, 20 - 28 de Julio de 2017)*

CONTRACTING PARTIES/PARTIES CONTRACTANTES/PARTES CONTRATANTES**ALGERIA/ALGÉRIE/ARGELIA****Kouadri-Krim**, Assia

Chef de Bureau, Ministre de l'Agriculture du Développement rural et de la Pêche, Rue des Quatre Canons, 16000
 Tel: +213 21 43 31 97, Fax: +213 21 43 31 97, E-Mail: dpmo@mpeche.gov.dz; assiakrim63@gmail.com

CANADA/CANADÁ**Carruthers**, Thomas

335 Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver Columbia V2P T29
 Tel: +1 604 805 6627, E-Mail: t.carruthers@oceans.ubc.ca

Hanke, Alexander

Scientific, St. Andrews Biological Station/ Biological Station, Fisheries and Oceans Canada, 531 Brandy Cove Road, St. Andrews New Brunswick E5B 2L9
 Tel: +1 506 529 5912, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: alex.hanke@dfo-mpo.gc.ca

Maguire, Jean-Jacques

1450 Godefroy, Québec G1T 2E4
 Tel: +1 418 688 3027, E-Mail: jeanjacquesmaguire@gmail.com

Melvin, Gary

Biological Station - Fisheries and Oceans Canada, Department of Fisheries and Oceans, 531 Brandy Cove Road, St. Andrews, New Brunswick E5B 2L9
 Tel: +1 506 529 5874, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: gary.melvin@dfo-mpo.gc.ca

EUROPEAN UNION/UNION EUROPÉENNE/UNIÓN EUROPEA**Addis**, Pierantonio

Senior Researcher in Ecology, University of Cagliari, Department of Life and Environment Science, 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, España
 Tel: +34 94 657 40 00, Fax: +34 94 300 48 01, E-Mail: harri@azti.es

Carpi, Piera

CEFAS, Pakefield Road, Lowestoft - Suffolk, NR33 0HT, United Kingdom
 Tel: +44 150 252 4447, E-Mail: piera.carpi@cefasc.co.uk

Daniel, Patrick

Commission européenne - DG MARE, J-99 02/17, 1000 Bruxelles, Belgium
 Tel: +32 229 554 58, E-Mail: patrick.daniel@ec.europa.eu

De Oliveira, José

CEFAS, Pakefield Road, Lowestoft - Suffolk, NR330HT, United Kingdom
 Tel: +44 073 937 63048, E-Mail: jose.deoliveira@cefasc.co.uk

Farrugia Drakard, Veronica

MESDC - DFA, Aquaculture Directorate, Fort San Lucjan, Triq il-Qajjenza, Marsaxlokk, Malta
 Tel: +356 229 26918, E-Mail: veronica-heather.farrugia-drakard@gov.mt

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 8576, Fax: +39 010 357 888, E-Mail: largepel@unige.it; garibaldi.f@libero.it

Gordoa, Ana

Centro de Estudios Avanzados (CEAB - CSIC), Acc. Cala St. Francesc, 14, 17300 Blanes Girona, España
Tel: +34 972 336101, E-Mail: gordoa@ceab.csic.es

Imzilen, Taha

UMR Marbec (IRD/IFREMER/UM2), CRH - Avenue Jean Monet - CS 30171, 34203 Sète Cédex, France
Tel: +33 651 75 87 54, E-Mail: taha.imzilen@ird.fr; imzilen.taha@gmail.com

Levontin, Polina

Consultant, Renewable resources Assessment Group Imperial College of Science, Technology & Medicine, Center of Environmental Science and Technology, Prince Consort Road, London, United Kingdom
E-Mail: polina.levontin02@imperial.ac.uk

Lino, Pedro Gil

Instituto Português do Mar e da Atmosfera - I.P./IPMA, Avenida 5 Outubro s/n, 8700-305 Olhão, Portugal
Tel: +351 289 700504, E-Mail: plino@ipma.pt

Lombardo, Francesco

Università Politecnica delle Marche, Dipartimento Scienze della Vita e dell'Ambiente Via Breccie Bianche - Ancona, Italy
Tel: +39 333 5914492, E-Mail: francescolombardo80@gmail.com

Macías López, Ángel David

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Málaga, Puerto pesquero s/n, 29640 Fuengirola Málaga, España
Tel: +34 952 197 124, Fax: +34 952 463 808, E-Mail: david.macias@ma.ieo.es

Navarro Cid, Juan José

Grupo Balfegó, Polígono Industrial - Edificio Balfegó, 43860 L'Ametlla de Mar Tarragona, España
Tel: +34 977 047700, Fax: +34 977 457 812, E-Mail: jnavarro@grupbalfego.com

Rodríguez-Marín, Enrique

Ministerio de Economía, Industria y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Santander, Promontorio de San Martín s/n, 39004 Santander Cantabria, España
Tel: +34 942 291 716, Fax: +34 942 27 50 72, E-Mail: rodriguez.marin@st.ieo.es

Rouyer, Tristan

Ifremer - Dept Recherche Halieutique, B.P. 171 - Bd. Jean Monnet, 34200 Sète, France
Tel: +33 (0)4 42 57 32 37; +33 (0)7 82 99 52 37, E-Mail: tristan.rouyer@ifremer.fr

Sundelöf, Andreas

Swedish University of Agricultural Sciences, Institute of Marine Research Turistgatan, 5, SE-453 30 Lysekil, Sweden
Tel: +46 703 068 775, Fax: +46 5231 3977, E-Mail: andreas.sundelof@slu.se

JAPAN/JAPON/JAPÓN**Butterworth, Douglas S.**

Emeritus Professor, Department of Mathematics and Applied Mathematics, University of Cape Town, Rondebosch, 7701 Cape Town, South Africa
Tel: +27 21 650 2343, E-Mail: doug.butterworth@uct.ac.za

Itoh, Tomoyuki

Chief of Temperate Tuna Group, Bluefin tuna Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Japan Fisheries Research and Education Agency, 5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633
Tel: +81 54 336 6000, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: itou@fra.affrc.go.jp

Kimoto, Ai

Researcher, Bluefin Tuna Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Japan Fisheries Research and Education Agency, 5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633
Tel: +81 54 336 6000, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: aikimoto@affrc.go.jp

Kitakado, Toshihide

Associate Professor, Faculty of Marine Science, Tokyo University of Marine Science and Technology, Department of Marine Biosciences, 4-5-7 Konan, Minato, Tokyo 108-8477
Tel: +81 3 5463 0568, Fax: +81 3 5463 0568, E-Mail: kitakado@kaiyodai.ac.jp;toshihide.kitakado@gmail.com

Nakatsuka, Shuya

Research Coordinator, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Japan Fisheries Research and Education Agency, 5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633
Tel: +81 54 336 6000, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: snakatsuka@affrc.go.jp

Uozumi, Yuji

Visiting Scientist, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Japan Fisheries Research and Education Agency, 5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633
Tel: +81 54 336 6000, E-Mail: uozumi@affrc.go.jp

MAURITANIA/MAURITANIE**Braham, Cheikh Baye**

Halieute, Géo-Statisticien, modélisateur; Chef du Service Statistique, Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches (IMROP), BP 22 Nouadhibou
Tel: +222 2242 1038, Fax: E-Mail: baye_braham@yahoo.fr; baye.braham@gmail.com

MOROCCO/MAROC/MARRUECOS**Abid, Nouredine**

Responsable du programme de suivi et d'étude des ressources des grands pélagiques, Center Régional de L'INRH á Tanger/M'dig, B.P. 5268, 90000 Drabed Tanger
Tel: +212 53932 5134, Fax: +212 53932 5139, E-Mail: noureddine.abid65@gmail.com

Ben Mhamed, Abdelouahed

Ingénieur en Modélisation statistique à l'INRH, Laboratoire Approches et Méthodologies, INRH, Institut National de Recherche Halieutique, Boulevard Sidi Abderrahman Ain Diab, 20000 Casablanca
Tel: +212 614 592 144; +212 613 384 845, E-Mail: a.benmhamed@mail.com; a.benmhamed@gmail.com; ben.mhamed.abdelouahed@gmail.com

Grichat, Hicham

Chef du Service des Espèces Migratrices et Aires Protégées, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche Maritime, Département de la Pêche Maritime, Direction des Pêches Maritimes, B.P 476 Nouveau Quartier Administratif, Haut Agdal Rabat
Tel: +212 537 68 81 15, Fax: +212 537 68 8089, E-Mail: grichat@mpm.gov.ma

Hassouni, Fatima Zohra

Chef de la Division de la Protection des Ressources Halieutiques, Division de la Protection des Ressources Halieutiques, Direction des Pêches maritimes et de l'aquaculture, Département de la Pêche maritime, Nouveau Quartier Administratif, Haut Agdal, Rabat
Tel: +212 537 688 122/21; +212 663 35 36 87, Fax: +212 537 688 089, E-Mail: hassouni@mpm.gov.ma

TUNISIA/TUNISIE/TÚNEZ**Sohlobji, Donia**

Direction Générale de la Pêche et de l'Aquaculture, 32 Rue Alain Savary, 1002
Tel: +216 534 31307; +216 71 890 784, Fax: +216 71 799 401, E-Mail: sohlobji_donia@yahoo.fr; doniasohlobji@gmail.com

Zarrad, Rafik

Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (INSTM), BP 138 Mahdia 5199
Tel: +216 73 688 604, Fax: +216 73688602, E-Mail: rafik.zarrad@instm.rnrt.tn; rafik.zarrad@gmail.com

TURKEY/TURQUIE/TURQUÍA**Erdem, Ercan**

Ministry of Food, Agriculture and Livestock, General Directorate of Fisheries and Aquaculture, Eskisehir yolu
9.Km Lodumlu-Cankaya, Ankara
Tel: +903 12 258 3155, Fax: +903 12 258 3070, E-Mail: ercan.erdem@tarim.gov.tr

UNITED STATES/ÉTATS-UNIS/ESTADOS UNIDOS**Ailloud, Lisa**

Virginia Institute of Marine Science, College of William & Mary, PO Box 1346 Gloucester Point, VA 23062
Tel: +1 240 253 3958, E-Mail: lailloud@vims.edu

Brown, Craig A.

Chief, Highly Migratory Species Branch, Sustainable Fisheries Division, NOAA Fisheries Southeast Fisheries
Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149
Tel: +1 305 586 6589, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: craig.brown@noaa.gov

Cadrin, Steven Xavier

Associate Professor, SMAST - University of Massachusetts, School for Marine Science & Technology,
Department of Fisheries Oceanography, 200 Mill Road, Suite 325, Fairhaven, MA 02719
Tel: +1 774 238 6819, Fax: +1 508 910 6374, E-Mail: scadrin@umassd.edu

Díaz, Guillermo

NOAA-Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149
Tel: +1 305 898 4035, E-Mail: guillermo.diaz@noaa.gov

Hoenig, John

Professor of Marine Science, Department of Fisheries Science, Virginia Institute of Marine Science, PO Box 1346
(1375 Greate Rd), Gloucester Pt. VA 23185
Tel: +1 804 684 7125, E-Mail: hoenig@vims.edu

Kerr, Lisa

Gulf of Maine Research Institute, 350 Commercial Street, Portland ME 04101
Tel: +1 207 228 1639, E-Mail: lkerr@gmri.org

Lauretta, Matthew

NOAA Fisheries Southeast Fisheries Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149
Tel: +1 305 361 4481, E-Mail: matthew.lauretta@noaa.gov

Morse, Molly

University of Massachusetts, School for Marine Science & Technology, 200 Mill Road, Suite 325, Fairhaven,
MA 02719
Tel: +1 310 924 5554, E-Mail: mmorse1@umassd.edu

Porch, Clarence E.

Chief, Sustainable Fisheries Division, Southeast Fisheries Science Center, National Marine Fisheries Service,
75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149
Tel: +1 305 361 4232, Fax: +1 305 361 4219, E-Mail: clay.porch@noaa.gov

Sharma, Rishi

SEFSC, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149
Tel: +1 203 501 0577, E-Mail: rishi.sharma@noaa.gov

Walter, John

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami
Florida 33149
Tel: +305 365 4114, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: john.f.walter@noaa.gov

***OBSERVERS FROM INTERGOVERNMENTAL ORGANIZATIONS/ OBSERVATEURS D'ORGANISMES
INTERGOUVERNEMENTAUX/ OBSERVADORES DE ORGANIZACIONES
INTERGUBERNAMENTALES***

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO

Gutiérrez, Nicolás Luis
FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italy
Tel: +39 06 570 56563, E-Mail: nicolas.gutierrez@fao.org

***OBSERVERS FROM NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATIONS/OBSERVATEURS
D'ORGANISATIONS NON GOUVERNEMENTALES/OBSERVADORES DE ORGANISMOS NO
GUBERNAMENTALES***

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; dsd@aquabt.com

THE OCEAN FOUNDATION

Boustany, Andre M.
Duke University, Nicholas School of the Environment Box 90328, Durham NC 27708, United States
Tel: +1 831 402 1364, Fax: +1 919 613 8026, E-Mail: andre.boustany@duke.edu

Miller, Shana

The Ocean Foundation, 1320 19th St., NW, 5th Floor, Washington, DC 20036, United States
Tel: +1 631 671 1530, E-Mail: smiller@oceanfdn.org

WORLD WILDLIFE FUND – WWF

Buzzi, Alessandro
WWF, Via Po, 25/c, 00184 Roma, Italy
Tel: +3906 84 4971, E-Mail: abuzzi@wwfmedpo.org

SCRS CHAIRMAN/PRESIDENT DU SCRS/PRESIDENTE DEL SCRS

Die, David
SCRS Chairman, Cooperative Institute of Marine and Atmospheric Studies, University of Miami, 4600
Rickenbacker Causeway, Miami Florida 33149, United States
Tel: +1 673 985 817, Fax: +1 305 421 4221, E-Mail: ddie@rsmas.miami.edu

ICCAT Secretariat/ Secrétariat de l'ICCAT/ Secretaría de ICCAT
C/ Corazón de María 8 – 6th floor, 28002 Madrid – Spain
Tel: +34 91 416 56 00; Fax: +34 91 415 26 12; E-mail: info@iccat.int

Neves dos Santos, Miguel
De Bruyn, Paul
Kell, Laurence
Ortiz, Mauricio

GBYP PROGRAM

Di Natale, Antonio
Tensek, Stasa
Pagá, Alfonso

LIST OF DOCUMENTS AND PRESENTATIONS

Reference	Title	Authors
SCRS/2017/082	Standardized joint CPUE index for bluefin tuna (<i>Thunnus thynnus</i>) caught by Moroccan and Portuguese traps for the period 1998-2016	Lino P.G., Abid N., Mohamed M.I., and Coelho R.
SCRS/2017/083	A brief review of Atlantic bluefin natural mortality assumptions	Lauretta M.
SCRS/2017/104	An examination of bias in the East Atlantic and Mediterranean Bluefin stock assessment	Kell, L.T.
SCRS/2017/123	An exploratory data analysis of the east atlantic bluefin stock assessment dataset	Kell L.T., Ben Mhamed A., Rouyer T., and Kimoto A.
SCRS/2017/124	An evaluation of bias and prediction skill for the east Atlantic bluefin stock assessment	Kell L.T., Ben Mhamed A., Rouyer T., and Kimoto A.
SCRS/ 2017/131	Migratory behaviour of Atlantic bluefin tuna entering the Mediterranean Sea	Carruthers T., Di Natale A., Lauretta M., Pagá-García A., and Tensek S.
SCRS/2017/146	Eastern Bluefin Tuna stock assessment using SAM	Ben Mhamed A., Nielsen A., and Kell L.T.
SCRS/2017/149	Preliminary report of ICCAT GBYP aerial survey for bluefin tuna spawning aggregations in 2017	Di Natale A., Cañadas A., Vázquez-Bonales J.A., Tensek S., and Pagá-García A.
SCRS/2017/153	An exploration of Bluefin tuna data in the West Atlantic with ASAP	Maguire J.J., Cadrin S.X., Hanke A., and Melvin G.
SCRS/2017/164	Estimating the fraction of western Atlantic bluefin tuna that spawn by age from size frequency data collected on the Gulf of Mexico spawning grounds	Porch C., and Hanke A.
SCRS/2017/166	Review and analysis of size frequency samples of Bluefin tuna (<i>Thunnus thynnus</i>)	Ortiz M., and Palma C.
SCRS/2017/168	Preliminary 2017 stock assessment results for the eastern and Mediterranean Atlantic bluefin tuna stock	Rouyer T., Kimoto A., Kell L., Walter J.F., Lauretta M., Zarrad R., Ortiz M., Palma C., Arrizabalaga H., Sharma R., Kitakado T., and Abid N.
SCRS/2017/169	Revision of Atlantic bluefin tuna task I nominal catches from Spain	Macias D., Palma C., and Rodriguez-Marin E.
SCRS/2017/170	Direct ageing for constructing age-length keys and re-estimate the growth curve for east Atlantic and Mediterranean bluefin tuna	Rodriguez-Marin E., Quelle P., Ruiz M., Ceballos E., and Ailloud L.E.
SCRS/2017/171	Review and update of the French and Spanish purse seine size at catch for the Mediterranean bluefin tuna fisheries 1970 – 2010	Gordoa A., Rouyer T., and Ortiz M.
SCRS/2017/172	Updated Bluefin CPUE time series from the Balfegó Purse Seine Vessels	Gordoa A.
SCRS/2017/173	Western Atlantic bluefin tuna virtual population analysis (1974-2015)	Lauretta M., Kimoto A., Ortiz M., and Porch C.E.
SCRS/2017/174	Exploratory stock assessment of eastern and western population-of-origin Atlantic bluefin tuna accounting for stock composition	Cadrin S., Morse M., Kerr L., Secor D., and Siskey M.
SCRS/2017/175	Eastern Atlantic Ocean bluefin tuna stock assessment 1950-2015 using stock synthesis	Sharma R., Walter J., Kimoto A., Rouyer T., Lauretta M., Kell L.T., and Porch C.
SCRS/2017/176	Western Atlantic bluefin tuna stock assessment 1950-2015 using stock synthesis	Walter J., Sharma R., and Ortiz M.

SCRS/2017/177	Application of an Atlantic bluefin tuna operating model to generate pseudodata for stock assessment testing	Kerr L.A., Morse M.R., Cadrin S.X., and Galuardi B.
SCRS/2017/178	Simulating virtual population analysis of mixed Atlantic bluefin tuna stocks	Morse M.R, Kerr L.A., and Cadrin S.X.
SCRS/2017/179	Catch-at-age estimates using the combined forward-inverse age-length key	Ailloud L.E., Laretta M.V., Walter J.F., and Hoenig J.M.
SCRS/2017/180	Update on CPUE bluefin tuna caught by Tunisian purse seines between 2009 and 2016	Zarrad R., and Missaoui H.
SCRS/2017/181	Bluefin tuna catch curve analyses, comparison of alternative ageing protocols	Ortiz M.
SCRS/2017/184	CPUE des palangriers japonais ayant opères dans les eaux algériennes et des thoniers senneurs nationaux	Kouadri- Krim A., and Ferhani K.

SCRS Document Abstracts as provided by the authors

SCRS/2017/082 – Relative abundance indices of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught by the Moroccan and Portuguese traps in the area close to the Strait of Gibraltar were estimated for the period 1998- 2016. Data from four Moroccan and one Portuguese tuna traps were compiled and used in the analysis. The trend of the nominal CPUE series shows a relatively low and flat period between 1998 and 2009, followed by a steep increase in the more recent years. Standardized CPUEs were estimated with Generalized Linear Mixed Models (GLMMs) with Negative Binomial distribution, and using the factors year, month and trapID/location. Due to possible changes in the fishery operation patterns since the year when the quotas started to be reached, the time series and standardization models were split in 2 periods: 1998-2010 and 2011-2016. The standardized CPUEs followed in general the nominal CPUE trends, with a relatively low values and a flat period until 2009, followed by increased values for the more recent years.

SCRS/2017/083 – Survival estimates from Brownie tag return models provided an estimate of the upper limit of natural mortality, as they comprised tag removals from natural mortality, fishing mortality, and chronic tag loss (tag loss post year 1). It should be noted that tag return rate is a function of discrete tag loss, fishing mortality, reporting rate and handling mortality. Although the conventional tagging data contained considerable information on survival over time, no one hypothesis of natural mortality could be selected from the set of candidates based on the analysis. However, if the survival estimates for the period 1995 to 1999 are an accurate measure of total survival and representative of larger fish compared to other periods, then a natural mortality rate greater than 0.12 yr⁻¹ for this group is inconsistent with the results.

SCRS/2017/104 – Stock assessment models are vulnerable to abnormal observations, which may result in biased estimates of parameters, underestimation of uncertainty, and poor prediction skill. This is especially true when the number of observations are relatively small since there are fewer cases to counter abnormalities. It is therefore advisable to identify influential points, explore their impact, and to try and find reasons for their occurrence, e.g. are they due to miscodes, exclusion of important explanatory variables, incorrect model structure, fisher behaviour, management or non-stationarity in biological processes? In this paper we use regression diagnostics, the jackknife and crossvalidation to evaluate the influence of individual observations from the catch per unit effort series used to calibrate the East Atlantic and Mediterranean bluefin Virtual Population Analysis assessment.

SCRS/2017/123 – An exploratory data analysis is conducted of the Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin dataset prepared for the Virtual Population Analysis. These data include the catch-at-age of the whole stock, catch per unit effort and their partial catches. The analysis explored correlations and conflicts between the CPUE series, the selection patterns of the main fleets and fishing mortality of the terminal ages the main parameter estimated by VPA. The consequences for developing scenarios for use in the assessment are discussed.

SCRS/2017/124 – Stock assessment models are vulnerable to abnormal observations, which may result in biased estimates of parameters, underestimation of uncertainty, and poor prediction skill. This is especially true when the number of observations are relatively small since there are fewer cases to counter abnormalities. It is therefore advisable to identify influential points, explore their impact, and to try and find reasons for their occurrence, e.g. are they due to miscodes, exclusion of important explanatory variables, incorrect model structure, fisher behaviour, management or non-stationarity in biological processes? In this paper we use regression diagnostics, the jackknife and crossvalidation to evaluate the influence of individual observations from the catch per unit effort series used to calibrate the East Atlantic and Mediterranean bluefin Virtual Population Analysis assessment.

SCRS/ 2017/131 - This paper shows the distribution of both conventional tags and electronic tags that were deployed in the Atlantic Ocean and in the Strait of Gibraltar when they have been recovered or popped-off in the Mediterranean Sea. For better understanding the geographical distribution of those migrant fish, it was decided to divide the Mediterranean in five different areas and then assess the presence. Most of the tags are reported from the Strait of Gibraltar (47%), while the percentage in other areas (Med Gate, Balearic and Central Med) is lower, between 13 and 20%. The lowest percentage is in the eastern Med, due to many factors, including the W-E “filter” which accounts for the accumulation of fishing activities and low tag reporting rate. It is confirmed that migrant fish are able to reach every part of the Mediterranean Sea, possibly with different abundance and with interannual variability. Further analyses of the tag data will be necessary, as well as a better reporting of natural marks.

SCRS/2017/146 – The assessment of the Mediterranean and Atlantic bluefin tuna was always conducted using the VPA approaches. The uncertainties around the estimates of such approaches make difficult the provision of scientific advice. In this paper a state-space stock assessment model SAM is used as a new approaches to evaluate the impact of uncertainty. A comparison of the results of VPA and SAM was conducted based on the 2014 datasets and the preliminary 2017 datasets. To evaluate the robustness of SAM a range of diagnostics and scenarios was ran according the 2017 bluefin data preparatory meeting.

SCRS/2017/149 – The fifth ICCAT GBYP aerial survey was carried out in 2017, after the previous survey done in 2010, 2011, 2013 and 2015. The last survey included 4 areas, overlapping with the corresponding areas in previous surveys. It was carried out during the peak of the Bluefin tuna spawning period (mostly in June), by 3 companies which used 4 aircrafts. It was necessary to get a new survey design in 2017, always using the DISTANCE methodology, adopting an updated protocol. The survey reports were provided each week in real-time and the survey ended on the 3rd July and therefore the data analyses have been available for the first year in real time, according to what was set by the ToRs of the contract. The elaboration provides the estimates for each area (number of schools, number of tunas and quantities), with the usual details, comparing the results with those obtained in previous years in the same areas. The results, again, shows a high interannual variability of the quantities in total and by area, but anyway a high potential SSB, taking into account that the oceanographic situation in 2017 was again quite peculiar and different from 2015 and 2016. Possibly, we detected in real-time an important shifting in the abundance between areas. Furthermore, it is again evident that a reliable trend can be obtained only when considering various areas together.

SCRS/2017/153 – We use ASAP of the USA NOAA Toolbox to explore various combination of model configurations and length of the data series. Using the data from the 2014 assessment, ASAP provided SSB and recruitment trends similar to those in the accepted VPA in some runs but considerably higher SSB in 1970 for one of the runs. Compared with the VPA, run 4 has lower SSB in 1970 and higher SSB in 2013. Using the new catch at age for 1970 to 2013 calculated for the 2017 assessment but keeping the same stock size indices resulted in considerably higher SSB in 1970 and slightly higher SSB in 2013. Extending the catch at age to 2015 and using the updated stock size indices provides similar SSB for 1970 to 1990, but SSB increases more rapidly subsequently than when using the new catch at age to 2014. Extending the catch at age to 1960 provides even higher initial SSBs, but extending it further to 1950 suggests low SSBs in the 1950s and 1960s.

SCRS/2017/164 – The report of the 2017 ICCAT Bluefin Tuna Data Preparatory workshop recommended using two alternative vectors for the proportion of fish contributing to the spawning output of the population (spawning fraction) as a function of age. One vector essentially assumes that maturity alone determines contribution to the spawning stock and is similar to the vector currently used for the East Atlantic and Mediterranean (Corriero et al., 2005) where fish as young as three years old are considered to spawn effectively. The second vector was to be based on the approach of Diaz (2011), which infers spawning frequency from the age composition of fish caught on longlines in the Gulf of Mexico. It was pointed out, however, that the analysis of Diaz (2011) relied on cohort-slicing to infer age from size using a growth curve that has since been revised. Accordingly, the Data Preparatory workshop report recommended updating the Diaz (2011) oogive by using an age-length key rather than the cohort slicing approach.

SCRS/2017/166 – Size frequency data of Atlantic bluefin was reviewed and preliminary analysis performed for its use within the stock evaluation models. Size data is normally submitted to the Secretariat by CPCs under the Task II requirements; optionally CPCs can submit Catch at Size, size samples or both for the major fisheries catching tropical tunas. The size samples data was revised, standardized and aggregated to size frequencies samples by fishery, calendar year and quarter. Preliminary analyses indicated a minimum number of 75 fish measured per size frequency sample. For the Atlantic stocks, the size sampling proportion among the major fishing gears is not consistent with the proportion of the catch; in general purse seine is poorly sampled compared to other fisheries. The number of fish measured has increased substantially in the last decades for the Mediterranean fisheries; however some potential duplicate reporting was uncovered and appropriate corrections were done.

SCRS/2017/168 – Compared to 2014, the present assessment differs on several respects. During the 2017 data preparatory meetings, number of changes have been presented, among which the revision of the task I and task II statistics, the selection of the indices of abundance. In particular, this led to completely revisit the catch at age matrix. As a consequence, previous model specifications could not be used anymore. Whereas the 2014 assessment updated the catch and abundance index data up to 2013 and used the same model specifications as in the 2012 stock assessment, the present assessment present a complete revisitation of these. VPA2-Box was used to estimate the stock status, using a broad spectrum of settings. The resulting models were tested and compared on the basis of their diagnostics, so that the best models could be identified. In particular, different scenarios for F_{ratio} , variance

scaling for indices, recruitment constraints and vulnerability were tested. This document will serve as a basis for the 2017 EBFT stock assessment.

SCRS/2017/169 – This document presents a revision of Spanish bluefin tuna nominal annual catches over the period 1950 to 2015. The revision has not affected the total catches. Changes are mainly related to gap completion, errors correction, time series improvement and reduction of unclassified gears.

SCRS/2017/170 – This paper analyzes the available direct ageing information for Atlantic bluefin tuna caught in the eastern management area. Historical fin spine readings were incorporated into the biological database, after having established that the age estimation was equivalent to that performed following the standardized methodology. This allows having a database of aged structures (otoliths and spines) from 1984 to 2013, which can be used for generating catch at age estimates. An integrated analysis of tag-recapture and age-length data was carried out in an attempt to update growth parameter estimates for the eastern stock. Neither the von Bertalanffy nor the Richards parameterization was able to adequately describe growth. The reason for the misfit was largely due to the lack of older individuals in the dataset as well as possible differences in selectivity pattern between young and old fish.

SCRS/2017/171 – Since the 1970's, Purse seiners is one of the main fisheries targeting Atlantic bluefin tuna, particularly in the Mediterranean Sea. At the beginning of the fishery, French and Spanish vessels operated near the coast and mainly targeted small young schooling bluefin tuna. At the end of the 80s the French and Spanish vessels started targeting spawner aggregations as they discovered the Balearic spawning ground. Since then, the fleet gradually adapted its capacity and technology to target bigger tuna on distant grounds. By the early 2000s, the purse seine fishery became the main provider of live fish to the developing farming operations in the Mediterranean Sea. Although this fishery represents on average more than 50% of the catch since the 1980s, basic fisheries information on size of the catch and/or its age distribution is very limited. Indeed, past assessments has identified this lack of information as one of the major sources of uncertainty in their evaluations. The present manuscript reviews and incorporates past and new information available on size distribution of the catch of PS in the Mediterranean.

SCRS/2017/172 – This study updated the unstandardized CPUE index of the Balfegó purse seiners jointly with a new CPUE index estimated from the Balfegó joint fishing fleet. Both CPUE index are contrasted with the Japanese longline standardized CPUE series to examine its reliability. The results showed that both Balfegó CPUE series highly correlates with Japanese indices. The CPUE of the joint fishing fleet remained stable over the last three years while Japanese index and Balfegó vessels were more variable and with opposite trends in 2017. Overall these results are indicative that Balfegó vessels and fleet might be consider a reliable abundance index of the ABFT eastern population and should be taken into account. Moreover, it will correct the deficient spatial representativeness of abundance indices used to date. On the other hand, the average weight estimated from 2017 fishing sets, according to skipper estimation, did not differ from those estimated last year from stereo cameras.

SCRS/2017/173 – This report documents the methods for updating the virtual population analysis of West Atlantic bluefin tuna for the period 1974 to 2015. The analysis was conducted by a joint-CPC assessment team in accordance with the specifications of the bluefin tuna work plan. The team implemented proposed changes to the model and model sensitivity analyses outlined in the 2017 ICCAT Bluefin Data Preparatory Meeting Report. The assessment files are available on the assessment meeting OwnCloud/Analysis/WBFT folder and in the attached appendices. An accompanying R script is also provided which precisely documents each modification to the continuity VPA, and the set of model sensitivities conducted by the team. These tools allow rapid integration of data modifications and replication of each model run conducted for evaluation by the Bluefin Tuna Species Workgroup at the upcoming assessment workshop.

SCRS/2017/174 – Input data from the most recent stock assessments of Atlantic bluefin tuna fisheries were revised to account for estimates of stock composition. Assessments of eastern and western fisheries were compared to assessments of eastern-origin and western-origin fish to evaluate the sensitivity of results to stock mixing, as well as to demonstrate a practical approach to operational assessments to account for stock mixing. Estimates of stock size and fishing mortality from the VPAs of both eastern- and western-origin Atlantic bluefin were generally similar to the 2014 ICCAT estimates based on eastern and western Atlantic mixed-stock fisheries, but the western VPA estimates were more sensitive to the assumption of no stock mixing than the eastern VPA.

SCRS/2017/175 – A stock assessment of the Eastern Atlantic Ocean Bluefin tuna (*Thunnus thynnus*, BFT) population from 1950 to 2016 using Stock Synthesis is presented here. We present initial scoping runs, base model runs, and structural uncertainty across various assumptions of steepness, growth, maturation, natural mortality,

effective sample size weights on length composition data, fits to different indices of abundance, assumptions on changes in q for some LL fleets, and shape of selectivity function on the LL fisheries is tested. Diagnostics for the base model run are presented along with retrospective analysis and jack-knives. Overall model performance appears stable across a range of assumptions though derived reference parameters can differ substantially. The current models use all available indices (other than Spanish BB as it fails to converge when we add this index) and appear unable to estimate key parameters such as steepness. The results presented here should be considered preliminary, however the model set up, data and structure will likely remain similar for final model advice.

SCRS/2017/176 – This document describes a stock assessment model using Stock Synthesis for the Western Atlantic population of Bluefin tuna. This document describes initial model set up, fleet definitions, selectivity and parameterizations. The model runs from 1950 to 2015 and was fit to length composition data, conditional length at age (otolith age-length pairs input as an age-length key), 13 indices and 12 fishing fleets. Growth was internally estimated in the model and natural mortality was scaled with a Lorenzen function. Two models with high (100% at age 13) and low age at maturity (100% at 5) are presented. Model diagnostics indicate some conflict between length and index data but generally robust diagnostic performance. A Beverton-Holt stock recruitment relationship was estimated in the model with steepness, σ_R and R_0 freely estimated. Overall fits to length composition were fairly good and the two model runs showed very similar behavior with the stock decreasing during the 1970s remaining relatively low during the 1980-2000 period and showing a pattern of steady population growth since 2000. The results presented here should be considered preliminary as benchmarks and final model specifications are still under consideration, however the model set up, data and structure will likely remain similar to what was presented in this document.

SCRS/2017/177 – We developed a simulation model to represent the spatial dynamics of Atlantic bluefin tuna and to test the performance of alternative stock assessment models. A simulation framework previously developed to explore how stock mixing affects the resource and fisheries was conditioned on the available information for Atlantic bluefin tuna and used to generate pseudodata with the same properties as the information available for stock assessment. The analytical framework was a stochastic, age-structured, stock-overlap model that was seasonally and spatially explicit with movement of eastern- and western-origin tuna informed by fishery-independent telemetry information. The operating model was conditioned with 1970 abundance at age, 1970-2013 age-1 abundance, and fishing mortality at age from the 2014 ICCAT stock assessments, which were modified to reflect decisions from the 2017 data preparatory meeting. The operating model is well-suited to test the current virtual population analyses for eastern and western Atlantic bluefin tuna fisheries and can be used to test alternative estimation models as well as the performance of alternative management procedures.

SCRS/2017/178 – The purpose of this investigation was to simulation test the performance of calibrated virtual population analysis for assessing mixed Atlantic bluefin tuna stocks. Pseudodata with the typical patterns, quantity, and quality of data available for the most recent stock assessment of Atlantic bluefin tuna were generated using a previously developed operating model framework that incorporated movement and mixing between stocks conditioned on previous Atlantic bluefin tuna stock assessments. Separate eastern and western stocks were assessed using VPA-2BOX as the estimation model, and model performance was assessed by comparing results across simulations and to the stock and population views of the operating model. The estimation model was sensitive to process error (i.e., stock mixing) and measurement error, biasing estimates of spawning stock biomass, recruitment, and apical fishing mortality. The results suggest that separate virtual population analyses of eastern and western stocks accurately reflect general stock and population trends, but absolute estimates are considerably biased and may provide misleading management advice if the simulations are realistic.

SCRS/2017/179 – Estimates of catch at age are presented for the western stock of bluefin tuna using the combined forward-inverse age-length key approach of Hoenig et al. (2002). Numerous sets of starting values were used to ensure the global maximum of the likelihood function was found. Convergence issues linked with years with little to no age data still need to be resolved. Until then, we recommend that cohort slicing catch at age estimates in the most recent years be replaced by catch at age estimates resulting from the forward-inverse age-length key analysis presented here.

SCRS/2017/180 – Bluefin catch rates of Tunisian purse seines from 2009 to 2016 were standardised. Data were analyzed following a General Linear Modelling (GLM) approach under log-normal error assumption. The GLM showed the significant effect of the factor year on the catch per unit of effort CPUE. We note some similarity in the evolution of the CPUE and the mean weight of fish. The minimum standardized CPUE was recorded in 2011 (1436 kg/day). Maximum CPUE was reached in 2014 (6554 kg/day). Higher values were recorded in the last two years 2015 (4558 kg/day) and 2016 (4778 kg/day).

SCRS/2017/181 – The current assessment of Atlantic Bluefin tuna stocks is based on age structure models (VPA), for which the CAA is estimated using a slicing ageing protocol. An alternative ageing protocol has been used for generating the CAA for the upcoming assessment, based on a statistical age at size parametric growth model. This document compares the estimated CAA using a simple catch-curve analysis by stock and main gear type. A range of estimated total mortality (Z) are presented; results show similar values of Z for the W-BFT in general for both ageing protocols, while for the E-BFT the slicing protocol indicated a larger Z compared to the parametric growth model.

SCRS/2017/184 – Les CPUE du thon rouge (*Thunnus thynnus*) réalisées par les thoniers palangriers japonais ayant opérés dans les eaux sous juridiction nationale pendant la période allant de 2000 à 2006 ont été calculées ainsi que celles réalisées par les senneurs de 2012 à 2016. Cependant il est important de préciser que même si la comparaison a été faite dans le cadre de ce travail, le mode opératoire est différent pour les deux types de pêche, en effet, la pêche à la palangre effectue plusieurs opérations de pêche moyennant des palangres dont le nombre d'hameçon peut varier ainsi que la longueur, à l'inverse de la senne qui cible le thon vivant peut effectuer un seul coup de senne et faire tout son quota.

Appendix 5

Control file for Western Bluefin tuna SS run 10 (high age at maturity)

For low age at maturity uncomment out line 33 and comment line 34 to change the assumed age at maturity. This **Appendix** is available as an electronic [document](#).

Appendix 6

Control file for Western Bluefin tuna for VPA-2BOX

This **Appendix** is available as an electronic [document](#).