

REPORT OF THE 2015 ICCAT BIGEYE TUNA STOCK ASSESSMENT SESSION

(Madrid, Spain - July 13 to 17, 2015)

SUMMARY

The meeting was held in Madrid, Spain, 13-17 July. The objective of this meeting was to evaluate the Atlantic bigeye tuna stock status, since the last assessment was conducted in 2010 and there have been significant changes to the historical data, mainly related to an influx of purse seiners from the Indian Ocean. The feasibility study of the Atlantic Ocean Tropical Tuna Tagging Programme (AOTTP) was also reviewed.

RÉSUMÉ

La réunion a eu lieu à Madrid (Espagne) du 13 au 17 juillet 2015. Cette réunion visait à évaluer l'état du stock de thon obèse de l'Atlantique étant donné que la dernière évaluation avait été réalisée en 2010 et qu'il s'était produit d'importants changements dans les données historiques, surtout en raison de l'afflux des senneurs en provenance de l'océan Indien. L'étude de faisabilité pour le Programme de marquage des thonidés tropicaux de l'océan Atlantique (AOTTP) a également fait l'objet d'un examen.

RESUMEN

La reunión se celebró del 13 al 17 de julio de 2015, en Madrid, España. El objetivo de esta reunión era evaluar el estado del stock de patudo del Atlántico, dado que la última evaluación tuvo lugar en 2010 y que se han producido importantes cambios en los datos históricos, sobre todo en lo que concierne al flujo de cerqueros procedentes del océano Índico. Se ha revisado un estudio de viabilidad para un programa de marcado de túnidos tropicales del océano Atlántico (AOTTP).

1. Opening, adoption of agenda and meeting arrangements

The meeting was held at the ICCAT Secretariat in Madrid from July 13 to 17, 2015. The Executive Secretary opened the meeting and welcomed participants (“the Group”). Mr. Driss Meski informed the Group that a contract has been recently signed between the European Union and ICCAT regarding the Atlantic Ocean Tropical tuna Tagging Programme (AOTTP) and that a first payment has been received. He also informed that the Secretariat has already announced three fixed-term positions at the Secretariat (Programme Coordinator, Administrative and Financial Officer, and Accountant), and the results are expected to be announced by the next SCRS meeting.

Dr. Hilario Murua (EU-Spain), meeting Chairperson, welcomed meeting participants and thanked the Secretariat for hosting the meeting and providing all the logistical arrangements. Dr. Murua proceeded to review the Agenda which was adopted with some 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 participants served as rapporteurs:

<i>Section</i>	<i>Rapporteur</i>
Item 1.	Miguel Neves dos Santos
Item 2.1	Rodrigo Forsello
Item 2.2	Mauricio Ortiz
Item 2.3	Mauricio Ortiz and Craig Brown
Item 2.4	Daniel Gaertner
Item 3.1	Paul de Bruyn and Gorka Merino
Item 3.2	Paul de Bruyn, Gorka Merino and Michael Schirripa
Item 3.3	Paul de Bruyn, Gorka Merino and John Walter

Item 3.4	Paul de Bruyn and Gorka Merino
Item 4.1	Laurence Kell and Gorka Merino
Item 4.2	Laurence Kell, Gorka Merino and Michael Schirripa
Item 4.3	Laurence Kell, Gorka Merino and John Walter
Item 4.4	Laurence Kell and Gorka Merino
Item 4.5	Laurence Kell, Paul de Bruyn and Hilario Murua
Item 5.	Laurence Kell, David Die and Hilario Murua
Item 6.	Miguel Neves dos Santos, David Die and Hilario Murua
Item 7.1	David Die
Items 7.2 and 8	Hilario Murua

2. Summary of available data for assessment

2.1 Biology

Document SCRS/2015/138 presented length-weight relationships for bigeye tuna in the Northeast Atlantic. The study is based on the Fork Length (FL in cm) and Round Weight (RW in kg) of 1,501 individuals landed between 2007 and 2014. The range of sizes (61 – 194 cm) studied represents the most frequently observed sizes in bigeye tuna catches. Linear and non-linear fits were tested for the relationship $RW=a*FL^b$ and were compared between them.

$$\text{Linear fit equation: } RW = 5.29919E^{-05} * FL^{2.8211264}$$

$$\text{Non-linear fit equation: } RW = 6.0568E^{-05} * FL^{2.79379}$$

The fit of the non-linear equation to the data was slightly better than the fit of the linear equation, especially in the case of the large size specimens that are poorly represented in the sample and that are less frequent in the catch. However, the differences between results obtained with each equation are minor, with a 0.2% increase in the mean weight when using the non-linear fit. Both equations were compared with the relationship published by Parks *et al.* (1982) currently used by ICCAT, resulting in slight differences between the three equations.

The document presents an extensive revision of length-weight relationships for bigeye tuna in the Atlantic, Pacific and Indian Oceans. However, no comparisons between the relationships were presented as many were made using different morphometrics. Also, the new relationships presented for the Northeast Atlantic are not comparable with the new information for the Southwest Atlantic presented in SCRS/2015/096 during the 2015 Bigeye Tuna Data Preparatory Meeting, as different weight types (i.e. round weight vs gutted weight) are used.

During the presentation and discussion of the document, it was recommended to use the non-linear fit rather the linear, as this type of regressions have a better performance with such types of data.

A compilation of historical and new information on biology and conversion factors to be used for the assessment are available in Tables 1 and 2 of the Report of the 2015 ICCAT Bigeye Tuna Data Preparatory Meeting (SCRS/2015/011).

2.2 Catch, effort, size and CAS/CAA estimates

2.2.1 Catch estimates

An update of the bigeye Task I nominal catch series (T1NC) for the period 1950 to 2014 was presented by the Secretariat. The changes made since the Bigeye Tuna Data Preparatory Meeting (new and/or revised figures reported by the CPCs before July 2, 2015) were included. An update from the Ghana BET fisheries statistics was expected following the recommendations and guidelines from the Bigeye Tuna Data Preparatory Meeting. Those estimations were provided at the start of the meeting (SCRS/2015/139). Reports of 2014 BET catch were also received from Brazil and Venezuela just before the meeting. Catch reported from Brazil for 2014 was 3,475 t, while catches from Venezuela were unusually high (29,000 t) and well above historical values. The Group discussed that Brazil T1NC estimates were the highest in the Brazil catch time series and most of the catch was from handline gear, which is rather unusual for BET catches. The Group recommended continuing with the T1NC carry over estimates for Brazil and Venezuela from the data preparatory meeting for stock assessment purposes. It was requested by the Group that the Secretariat confirm with the statistical correspondents of Brazil and Venezuela the validity of the data submitted.

Document SCRS/2015/139 presents the details of the estimation of Ghana PS and BB catch statistics for 2006 - 2013. Following the recommendations from the data preparatory meeting, the Ghana BET catch estimates (TINC) were prepared for two fleet components. The EU-PS species composition sampling data was used for estimating the catch composition by species (CAS) for Fleet P component. The Ghana sampling data was used to obtain the catch composition for Fleet A component. The Group concluded that the estimates presented for Task I were more robust and recommended to be included for the assessment. However, Task II catch and effort and catch at size data were not accepted as they required further analysis and work. During the discussions, the following was noted: a) there is still limited number of logbooks for the Fleet P, as well as limited size/composition sampling for the catches from this fleet; b) there is also concern regarding the spatial distribution of fishing effort for the Fleet P. The Group noted the importance of continuing the collaboration between Ghanaian and EU scientists to ensure the implementation of established sample and estimation protocols, and highlighted the long term goal of improving the Ghanaian capacity to carry out this work.

In summary, the Group recommended to update the TINC including the Ghana BET catch presented in SCRS/2015/139 assuming that these estimates represent both the PS and BB catches. For Ghanaian catches in 2014, the Group decided to carry over the 2013 catch estimate. Therefore TINC was updated for all assessment models. In the case of the VPA, as CAS was not available for the new Ghana estimates, the Group recommended updating the CAA assuming the same age distribution of the early CAA version presented by the Secretariat, and adjusting the yield at age using the mean weights at age such that the total catch match the update Task I.

The final input of TINC estimates (both reported and estimated by the Group) are presented in **Table 1**. **Figure 1** shows the cumulative Task I catch series (1950 to 2014). Best estimates of total removals of BET for 2014 were 68,390 t. The catch in 2013 and 2014 continue the decreasing trend when compared to the 2011 catches which were over 80,000 t. Total catches of BET have been below the TAC since 2005 with the exception of 2011. **Figure 2** shows the spatial distribution of the catch by the areas defined for the stock synthesis model (SS3).

2.2.2 Size data

Document SCRS/2015/121 presented an analysis of the size frequency data and proposed size frequency data input for the Stock Synthesis Model. Overall, there is sufficient number of size samples for bigeye, in particular since 2004, in part due to the large number of size measurements from the Chinese-Taipei longline fleets that covers practically 100% of their catch. Proportions of size sampling by major gears (PS, LL and BB) compared to the proportion of the catch by gear, indicated that size sampling for the PS fleet can be improved. It was also noted during the discussion that the size data available and used in the SS3 analysis was limited for the EU and associated PS and BB fleets. Only 25% of the original samples were available for the 1980-2014 period. The size frequency data were aggregated by year, quarter, and fishery ID (15 fisheries described in **Table 2**) as defined in the data preparatory meeting for the SS3 models. Statistical indicators suggest that the minimum number of size samples to use should be about 200, however due to low sampling in early years the minimum number of samples was set at 50. Size frequency observations for Fishery ID 2 and 7 are very limited and it was recommended to link the size frequencies of these fisheries ID to the size frequencies of other similar fleet/gears.

Trends of mean size by Fishery ID show an increase in the latest years particularly for some of the longline fleets (**Figure 3**). Mean size estimated from the CAS of Chinese-Taipei match the mean size trends from the reported Task II size data of Chinese-Taipei, which is consistent with the CAS data having been estimated using the same size data as reported in Task II. However, the abrupt change in the size composition of bigeye tuna between years prior to 2005 and years after 2006, which may be the same case for YFT from the Chinese Taipei fleet, warrants further exploration.

The Secretariat presented an overview of the CAS and CAA for BET 1975-2014 (**Figures 4 and 5**). Overall, CAS was updated following the recommendations from the data preparatory meeting without including the recent estimates of Ghana catch statistics, as they were not available when the work was conducted (see above). The CAS was converted to CAA with the same algorithms used in the last assessment (Anon., 2011a). Briefly, the CAA was estimated by “slicing” the size data by inversion of the current von Bertalanffy growth model for Atlantic BET (Hallier *et al.*, 2005), by year-quarter strata. During the meeting, the CAA matrix was updated to reflect the revised Ghana statistics adopted by the Group. Comparisons with the 2010 CAA matrix showed some differences in age distribution. These differences were in part due to changes in the CAS submitted by some CPCs since the last assessment. The resulting CAA matrix is shown in **Figure 5 and Table 3**. The proportion of the Age 0 and 1 fish in the total catch began to increase over time and in 2014 represented 86% of the catch in numbers and 26% in weight.

2.3 Relative abundance estimates

During the 2015 Bigeye Tuna Data Preparatory Meeting, a number of alternative relative abundance indices were presented. At that meeting, the Group reviewed those estimates for suitability as indices of relative abundance to use in different stock assessment models. In some cases, the Group recommended that some modifications or additional analyses be conducted prior to the Bigeye Tuna Stock Assessment Session. The Group requested the development of indices of abundance utilizing the purse seine catch and effort data for potential use in sensitivity runs.

Document SCRS/2015/105 presents those CPUE indices derived using the EU purse seine detailed daily logbook data from 1991 to 2014, applying generalized linear fixed and mixed models. Results were presented on seasonal (Year-Quarter) standardized catch rate. The explanatory variables used in the analysis included: year, zone, quarter, harvest capacity, country, and starting date of the vessel. No annual abundance indices were developed, which would have been required for consideration in the VPA model. The Group was unable to thoroughly evaluate the indices presented as it considered that the description of the methodologies applied and the diagnostic shown were at times unclear or incomplete. The Group recommended the author to address those concerns in a subsequent revision to SCRS/2015/105, which could potentially be reviewed at the 2015 Tropical Tunas Working Group annual meeting. The Group did not adopt the indices in SCRS/2015/105 for use in any analyses conducted during the assessment meeting. The Group considers that advancing this work to achieve the long term objective of the development of abundance indices for juvenile bigeye tuna is of much greater importance.

2.4 Fishery indicators

In the Atlantic Ocean, bigeye tuna has been exploited by three major gears: longline, baitboat and purse seine. Many countries contribute to the total catch and ICCAT has detailed data on the fishery for this stock since the 1950s. While bigeye tuna is now a primary target species for some of the longline and baitboat fisheries, this species has always been of secondary importance for the other surface fisheries. Landings in weight for the 2010-2014 periods represent 48%, 15% and 37% for longliners, baitboats and purse seiners, respectively.

The total annual Task I catch (**Table 1**) increased up to the mid-1970s reaching 60,000 t and fluctuated over the next 15 years. In 1991, catch surpassed 97,000 t and continued to increase, reaching a historic high of about 135,000 t in 1994. Reported and estimated catch has been declining since then and fell below 100,000 t in 2001. This gradual decline in catch has continued, although with some fluctuations from year to year (**Figure 1**). The preliminary estimate for 2014 is 68,390 t. These reductions in catch are related to declines in fishing fleet size (longline) as well as decline in CPUE (longline and baitboat). Catch series from fisheries located at the limits of the spatial distribution of bigeye or in very local areas may be indicators to detect changes in abundance. Bigeye tuna catch series for the peripheral fishery of small baitboats in Azores shows large interannual variations but without any specific trend; except for the very low catch registered in the 2000s (**Figure 6**). The bigeye tuna catch in Madeira and Canary Islands are stable but at lower levels than in the 1990s or even decreasing as depicted for baitboat operating from Dakar (**Figure 6**). The number of active purse seiners declined by more than half from 1994 until 2006, but then increased since 2007 as some vessels returned from the Indian Ocean to the Atlantic. The number of European and associated purse seiners operating in 2009-2013 was similar to the number operating in 2003-2004, but the carrying capacity increased by 20%.

During the meeting, two documents describing the Spanish tuna tropical fisheries were discussed. SCRS/2015/131 depicts the tropical tuna purse seine and baitboat fisheries for the 1991-2014 period. Off the Mauritanian coast the dFAD fishery developed since 2009 and continued to be very active in 2014, but exclusively targeting skipjack. On average, the yearly number of 1° squares fished by purse seiners has increased in the last five years. In contrast to skipjack, bigeye tuna catch from Spanish purse seiners decreased since 2011. The same decreasing trend has been observed for the fishing effort in terms of number of vessels and in carrying capacity. The mean weight of bigeye tuna caught by fishing mode showed a slow increase since 2008 for the FAD component (reaching 3.5 kg) and a more pronounced increase for the free school component (from 5 kg in the 2005 to 20-25 kg in the last two years). With respect to the baitboats operating off Senegal, catch of bigeye tuna and fishing effort remained stable. Document SCRS/2015/136 showed large fluctuations over time in the average weight (between 10 and 20 kg) of bigeye tuna caught by the Canary Islands baitboat fishery, but without any apparent trend. Bigeye catch from this fishery was also relatively stable in the last 3 years.

Mean average weight of bigeye tuna decreased from 1975 to 1998, but has remained relatively stable at around 10 kg during the last decade (**Figure 7**). This mean weight, however, is quite different for the different fishing gears, around 62 kg for longliners, 7 kg for baitboats, and 4 kg for purse seiners. In the last ten years, several longline fleets have shown increases in the mean weight of bigeye tuna caught, with the average longline-caught fish increasing from 40 kg to 60 kg between 1999 and 2010. During the same period, purse seine-caught bigeye tuna had average weights between 3 kg and 4 kg. Average weight of bigeye tuna caught in free schools is more than twice the average weight of those caught around FADs. This difference in average weight between these two fishing modes is even more pronounced since 2006 (**Figure 8**). Similarly, baitboat-caught bigeye tuna had an average weight between 6 and 10 kg over the same period, showing a higher inter-annual variability of the average weight compared to longline or purse seine caught fish.

Juveniles of bigeye tuna exhibit a strong association with natural or artificial floating object and as a consequence the development of a fishing mode using drifting fish aggregating devices (dFADs) may increase the vulnerability of these smaller fish to surface fishing gears. The proportion of bigeye tuna catch under dFADs by the main purse seiner fleets shows some differences between fleets, being 100% FAD-fishing for Ghana (SCRS/2015/139), about 84% for Spain (2010-2014, SCRS/2015/131) and close to 53% for France (2008-2012, Floch *et al.*, 2014).

Within the framework of the EU CECOFAD research project (SCRS/2015/104), an indirect method has been proposed to reconstruct a time series of the number of FADs and GPS buoys deployed (SCRS/2014/133). From this study, the estimated total numbers of FADs released yearly has dramatically increased from less than 7000 FADs before 2008, to 17300 FADs in 2013(**Figure 9**). It should be stressed that there is a large variability in the number of dFADs deployed by vessel, as showed for the Spanish purse seine fleet. For instance, the number of active dFAD followed by quarter by Spanish vessel varies between 100 and 1100 (Delgado de Molina *et al.*, 2015).

The change in buoy technology, expressed as the number of buoys by category (i.e., HF, satellite only, satellite and echo-sounder buoys) purchased every year, has been provided for the French purse seiner fleet for the 2004-2014 period (SCRS/2015/014). Buoys equipped with echo-sounder, have progressively substituted the two other types and are now predominant with a potential impact on the increase in fishing efficiency for purse seiners fishing on FADs (**Figure 10**). Such improvement in FAD-fishing technology over time has been also documented for the Spanish purse seine fleet (**Figure 11**) and these new technologies can increase the catchability of juvenile bigeye tuna in the recent years.

Fishery indicators based on the number of 5°x5° fished where bigeye tuna were caught may detect potential changes in abundance or in fishing strategies over time (SCRS/2014/080). The number of 5° squares explored with bigeye catch (>1 ton per year) by the longline fleets fluctuated, but without any discernible trend between the 1970s and the 2000s. However, since the early 2000s the number of 5°x5° with bigeye tuna catches by several fleets of longliners has substantially decreased (**Figure 12**). The situation is opposite for the EU purse seiners whose fishing grounds have expanded since 2007, likely due to a combination of the increasing use of dFADs/buoys and the access to new or historic areas that resulted from the renewal of fishing agreements (**Figure 13**).

Document SCRS/2015/140 presented an analysis of the length frequency data (CAS) for Atlantic bigeye tuna using two methods. Powell-Wetherall plots explored changes in Z based on length data and catch curve analysis using the CAA to evaluate changes in selection patterns. The document provides estimates of total mortality Z for fully selective ages and estimates of selectivity by age. The Group noted the usefulness of using simple methods for both exploration and verification of input data, as well as good indicator of trends, and initial estimates for parameters of more complex models. For example, the F ratio for the age plus group in the VPA, or terminal F values, and potential identification of changes in selectivity patterns inferred from catch curve analysis by major gear and time period.

Mean length, and its confidence intervals over years are superposed to length-reference points (i.e., length at infinity, the length at which the population achieves its maximum biomass and the length at which 50% of the population reach maturity) with the aim to identify for each fishing gear the lengths for which the respective catch can be assessed. Estimates of Z derived from the Powell-Wetherall plots (**Figure 14**) showed a significant decrease from 1990 (Z=0.55) to 1995 (Z=0.35) then a slow continuous increase until 2014 (Z=0.45).

3. Methods and other data relevant to the assessment

3.1 Production models

Document SCRS/2015/073 presented a generic strategy for conducting stock assessment which was proposed at the Atlantic bigeye (*Thunnus obesus*) data preparatory meeting, i.e. i) agree in advance on the hypotheses to test; ii) check for convergence; iii) identify violation of assumptions by plotting residuals; iv) use methods such as the jack knife or bootstrap to identify problems with the data and model specifications; and v) conduct hindcasts to evaluate predictive ability and, hence, robustness of advice. Although the diagnostics presented were for a biomass dynamic model, they are generic and applicable to models that use different datasets and a variety of structures. As the complexity of models increase, diagnostics become more important to understand the robustness of estimates and how they are incorporated into the management advice. Diagnostics also make the stock assessment process more transparent and help identify where more knowledge and better data are required. The diagnostics were presented and alternative possibilities for the shape of the production function and abundance indexes to be used were discussed by the Group. The aim of this presentation was to agree on a strategy to perform the stock assessment of Atlantic bigeye rather than to getting into the technical details of this analysis. The Group noted the usefulness of the approach and attempted to apply it to production models.

An ASPIC surplus production model was applied to the Atlantic bigeye tuna fishery during the meeting to assess the current status of the stock. Life history studies have been used to show that the logistic (Schaefer) production model is probably not appropriate for tunas (Maunder, 2003) and that $B_{MSY} < 0.5B_0$ is probably more realistic. However, there is seldom sufficient information in stock assessment datasets to estimate the shape of the production function parameter. Therefore, the Fox production function was used. The Group agreed to run an initial model using the CPUE series included in table 10 of the Report of the 2015 ICCAT Bigeye Tuna Data Preparatory Meeting (SCRS/2015/011) (**Figure 15**). Subsequent runs included the use of different individual CPUE indices as well as a combined index which represented a continuity run from 2010. Details of the different model scenarios are outlined in **Table 4**. The generic diagnostic procedure proposed at the data-preparatory meeting (SCRS/2015/073) was used to select the scenarios to carry through to advice.

3.2 Statistical catch-at-age models: Stock Synthesis

An initial assessment of the Atlantic bigeye tuna stock was conducted in advance of the 2015 Bigeye Tuna Stock Assessment Session. The full assumptions and data inputs to this model are described in SCRS/2015/126. The inputs were discussed and suggested at the 2015 Bigeye Tuna Data Preparatory Meeting (SCRS/2015/011). The key assumptions and configurations of the initial “model” are as follows:

- 15 fleets as specified in Bigeye Tuna Data Preparatory Meeting (**Table 2**).
- Three regions (north of 25°N, between 25°N and 15°S, and south of 15°S) separating out tropical and temperate waters.
- Growth was modeled by fitting a growth curve within the model framework (**Figure 16**). The plus group was specified as 10+.
- Length size frequency samples were provided by the ICCAT Secretariat, no Catch-at-size data was used.
- The between-area movement of bigeye tuna was modelled to reflect the assumption that spawning takes place in the winter (season 1; Jan, Feb, Mar), and mostly in Area 2. An annual migration of at least part of the spawning stock begins in the spring (season 2; April, May, June) from the spawning area, northward to feeding areas (Area 1). In season 4 (Oct, Nov, Dec) fish moved back to Area 2.
- The time frame for the model was 1950-2014.
- $W_t = (2.396E-05) * TL^{2.9774}$ (**Figure 16**).
- The maturity schedule used was adopted from previous assessments: 0% for ages 0-2, 50% for age 3, and 100% for ages 4-10+ (**Figure 16**).
- Age-specific M was derived using a Lorenzen (2005) function with the reference M = 0.2794 over the “fully selected” age classes (1-15). The reference M was approximated using a maximum age of 15. The M vector was developed using the Hallier *et al.* (2005) growth curve (**Figure 16**).

- Beverton Holt Stock-Recruitment Relationship. Steepness was estimated, sigma-r was fixed at 0.60 and recruitment was assessed to be equal across all seasons and regions. Recruitment by each of the three areas was estimated such that Area 1 and Area 3 received equal amounts of recruits and the percentage going to Area 2 was estimated within the model, informed by the landings, CPUE, and length information. Recruit distribute by season and area remained constant each year. Deviations in annual recruitment were estimated from 1974 to 2013.
- Length-based selectivity was estimated for each of the fifteen fleets.
- Asymptotic selectivity for the longline fleets in Areas 1 and 3 (fleets 10, 12, 13, and 15) and for longline fleets in Area 2 (fleets 11 and 14) the selectivity was allowed to be to be dome-shaped.

Tagging data were not included because it was felt that they would not accurately reflect the migration between regions, in particular between regions 1 and 2. The list of CPUE series included in the model is presented in **Table 5**. The Group discussed the initial model presented by the author and a number of additional model runs were discussed, proposed, and conducted. It was noted that there are conflicts in the information provided by the CPUE series and the length frequency data and, thus, additional model runs with variations in the weighting of these series were also conducted. It was also discussed whether steepness should be estimated as often the information available is not sufficient to estimate this parameter and it was concluded to use different values of steepness as 0.7, 0.8 and 0.9. It was also agreed to use different growth curves from Hallier *et al.* (2005) using either Von Bertalanffy growth curve fitted to both otoliths and tagging data (the one used in previous assessment – see table 2 of 2015 Bigeye data preparatory meeting) or Richards growth curve fitted to otolith data. Finally, likelihood profiling was conducted to fully explore the model configurations and decide on possible base cases.

The details of these runs are provided in **Table 6**.

3.3 VPA

An initial VPA model was presented to the Group based on the 2010 VPA model (Anon., 2011a), but incorporating updated data and several new formulations. The full specifications of the model are provided in **Appendix 4**. The model was run using VPA-2BOX software, and used the updated catch-at-age data specified in Section 2 and used the CPUE indices specified in **Table 7** as agreed in the data preparatory meeting. The biological assumptions used for the model run were as follows:

A Lorenzen M vector was included, with the reference $M = 0.2794$ over the "fully selected" age classes (1-15), (**Figure 17**). The reference M was approximated using a maximum age of 15 and the Hallier *et al.* (2005) growth curve. For additional runs,

- All Terminal Fs were estimated.
- The CVs on the indices were increased to 0.4.
- The F ratio was estimated as four time blocks.
- Increased plus group age to 10+ and 13+.

After reviewing the outputs of the initial model, the Group recommended several modifications to be conducted. These additional model run assumptions are described in **Table 8**.

4. Stock status results

4.1 Production models

The procedure for rejecting scenarios¹ was based on the diagnostics recommended by the data preparatory group. Three scenarios were chosen to represent stock status and historical trends, i.e.

- **Run 1:** United States Longline index (US)
- **Run 2:** Japanese Longline index (Japan)
- **Run 3:** Chinese Taipei Longline late period (Chinese-Taipei Late)

¹ A possible, plausible, internally consistent, but not necessarily probable, development (Field, 2012).

The Group also requested a sensitivity analysis for some runs that included multiple indices which were chosen based on their correlation (**Figure 18**) and cross-correlation (**Figure 19**):

- **Mult 1:** Chinese Taipei Longline early and late period indices
- **Mult 2:** Chinese Taipei late and Uruguay late period Longline indices
- **Mult 3:** Japan, Uruguay early and US Longline

Other assessment scenario using a composite index created from the standardized CPUEs (Table 10, Report of the 2015 ICCAT Bigeye Tuna Data Preparatory Meeting) using the same procedure as in the last assessment for the continuity run was also considered.

Figure 20 shows the composite index used in 2010 and the one generated in 2015, using the same procedure as in 2010, with the CPUE indexes agreed to be used in ASPIC and described in table 10 of the Report of the 2015 ICCAT Bigeye Tuna Data Preparatory Meeting. The results of the ASPIC fits to both indices are compared in **Figure 21** and estimates of stock biomass and harvest rates relative to MSY benchmarks are shown in **Figure 22**, where the 2010 assessment is projected through 2010 to 2014 using the reported catches.

Profiles of the residual sums of squares were plotted to check that a minimum had actually been found. **Figure 23** shows the profiles for MSY.

4.1.1 Residual analysis

In general, patterns in the residuals of the fits of the CPUE with stock abundance may indicate a violation of model assumptions, which in turn may result in biased estimates of parameters, reference points and stock trends. **Figure 24** plots the observed CPUE against the fitted values for the different assessment scenarios (the blue line is a linear regression fitted to points and the black line is the $y=x$ line). If the index is a good proxy for stock abundance the two lines should coincide. The residuals are then plotted against year along with a lowess smoother (**Figure 25**) to indicate systematic patterns that may indicate that the index is a poor proxy for stock abundance. Moreover, variance estimates obtained via bootstrapping assume that residuals are Independent and Identically Distributed (IID). **Figure 26** shows a Quantile-quantile plot to compare residual distribution with the normal distribution. In **Figure 27** the residuals are plotted against the fitted value, to check variance relationship. It is assumed that the residuals are not autocorrelated, since significant autocorrelations could be due to an increase in catchability with time; which may result in a more optimistic estimate of current stock status as any decline in the stock is masked by an increase in catchability. **Figure 28** plots the residuals against each other with a lag of 1 to identify autocorrelation. Using multiple indices results in a violation of all the above assumptions.

Figures 29 and **30** plot predicted stock trend by index for the multiple runs, i.e. scaling the observations by catchability. This also contributes to identify indices that do not track the stock properly.

4.1.2 Current status

Based on the diagnostics described above, three ASPIC runs using separate CPUE indices were selected to provide advice on stock status, biomass levels, and harvest rate (**Figure 31**). The ASPIC results show that the stock biomass has declined since the beginning of the time series in the 1950s with a sharp decrease, which corresponds with a sharp increase in fishing mortality and catch in the 1990s and a peak in fishing mortality by the end of the 1990s. From the late 1990s, the biomass and fishing mortality trajectories of the 3 runs are different. While biomass increased and fishing mortality decreased in run 3, biomass continued decreasing at a lower rate in runs 1 and 2 and fishing mortality showed a general increasing trend in run 2 (except the last 3 years when decreased) and was somewhat stable in run 1.

Figure 32 shows the estimated bootstrapped trajectories of runs 1, 2 and 3 biomass and harvest rate relative to MSY references. The three show similar trajectories of increasing fishing mortality and decreasing biomass towards the red area of the Kobe plot ($F > F_{MSY}$ and $B < B_{MSY}$) until the end of the 1990s, but run 1 and run 2 estimate that on average the stock still remains the red area since 2000 while run 3 estimates a recovery towards the green area since mid-2000s. **Figure 33** shows the Kobe phase plots by run. The results based on the three cases suggest that the stocks status in recent years varied between cases (B_{2014}/B_{MSY} ratio is from 0.554 to 1.225 and F_{2014}/F_{MSY} ratio is from 0.576 to 1.436, **Table 9**). The combined phase plots of three cases are shown in **Figure 34**. MSY is estimated to be from 66,030 t to 86,830 t (**Table 9**) which is lower (run 1) and larger (runs 2 and 3) than the 2014 catch (68,390 t).

4.2 Stock Synthesis

The Group chose 12 model configurations to formulate the stock status and management advice (**Table 10**).

Model results indicated that spawning stock biomass and recruitment have been steadily declining (**Figure 35**). The CPUE data used to fit the model tend to indicate a less productive stock while the information within the length and size-at-age data indicate a higher productivity.

Figure 36 shows the estimated relative biomass and fishing mortality since 1950 for all runs. These results show that fishing mortality increased steadily since the beginning of the time series and rapidly increased by the end of the 1990s surpassing the level corresponding to F_{MSY} in half of the scenarios. In the 2000s, F fluctuated and decreased slightly being above or below F_{MSY} depending on the scenario investigated. The F increased sharply at the end of the 2000s when $F > F_{MSY}$ in 2011 for all the scenarios (peaked as much as twice F_{MSY} according to run 51h7) and decreased in the latest three years in all scenarios. In 7 out of 12 scenarios the fishing mortality is kept at levels higher than F_{MSY} in 2014. With regards to biomass, it decreased constantly since the beginning of the time series and fell below B_{MSY} levels by the end of the 1990s or 2000s depending on the scenario. Since 2010, the biomass has been estimated to be lower than the level of B_{MSY} in all the scenarios. **Figure 37** and **38** show the Kobe phase plots by run and including all runs in one plot, respectively.

The estimated MSY and MSY related benchmark for all of the models are presented in **Table 11**.

4.3 VPA

Run 21 shows trends comparable with the runs produced using SS3 and the Surplus Production Model with regards to stock and harvest against MSY benchmarks. However, the Group decided not to use this model to provide stock status because of the concerns expressed with regards to age slicing, convergence of the model and other problematic model diagnostics.

Run 21 indicates that the VPA estimated fishing mortality has gradually increased since 1975, peaking in 2004 (**Figure 39**). Fishing mortality is highest in ages 0 and 1 with a second peak at age five with fishing mortality declining at older ages. The F -ratio is estimated to be well below 1 indicating that the model is estimating dome-shaped vulnerability.

The model also indicates a spawning stock biomass decline since the mid-1970s, which has not recovered despite the recent catch reductions (**Figure 40**). Average recruitment over the entire time series was assumed to calculate benchmark quantities ($F_{0.1}$ and $SSB_{F_{0.1}}$ were used for MSY proxies) to evaluate relative stock status for the VPA (**Figure 40**). Bootstrap estimates of stock status indicate that the stock is overfished (**Figure 40**) and that stock is not currently undergoing overfishing (bootstrap median=0.896 versus the MLE =0.925, **Table 12**). It should be noted that the stock status of not overfishing is due to the replacement of the last three years of recruitment with the long-term average. If the raw VPA estimates of recruitment were used instead, then fishing mortality rates would be estimated to be above $F_{0.1}$. More complete documentation of the model is available in **Appendix 4**.

4.4 Synthesis of assessment results

In order to evaluate the robustness of the procedure used to give advice in 2010, a new composite index was generated using the same methodology and an ASPIC run was conducted with a similar set up as that used in 2010 (which is referred as a continuity case) using the latest catch data up to 2014. To compare both assessments, the 2010 assessment was projected (i.e. hindcast) using the catch data from 2010 to 2014. This allows comparing changes in the perception of the stock solely resulting from the addition or update of the datasets used to fit the production model used to provide the main advice about stock status in 2010. This new run only differs from the one in 2010 in that the catch estimates contain additional years of data (2010-2015), and that the combined index of abundance has been estimated with indices that were presented/agreed during the 2015 preparatory meeting. There were big differences between the 2015 continuity run and the 2010 assessment and projection, which were due to the large difference in the 2010 and 2015 composite indexes. In addition, it was difficult to recreate the CPUE combined series when the CPC's CPUEs were updated in a different manner from last assessment. Using combined indices, when individual indices show conflicting trends, will result in average/intermediate biomass/harvest estimates that differ from those estimated when fitting to individual indices. Therefore, indices should be evaluated separately or jointly within the stock assessment using appropriate diagnostics.

In 2015, to maintain continuity with the approach used to develop the previous advice for Atlantic bigeye tuna, results from non-equilibrium production models were used to provide the status of the resource; these included runs 1, 2, and 3, which used different individual CPUE indices. Those results were complemented with the results of an integrated statistical stock assessment model (SS3), which can account for changes in selectivity. Although VPA models also account for changes in selectivity, given that VPA results were uncertain in regards to absolute size of the stock and showed convergence problems, the VPA model results were not used to develop the management advice.

The stock biomass estimated from the three production model runs show a decline since the beginning of the time series in the 1950s (**Figure 31**). Corresponding with a sharp increase of fishing mortality and catch in the 1990s and a peak of fishing mortality by the end of the 1990s, biomass showed a sharp decrease during the same time period. From the late 1990s, the biomass and fishing mortality trajectories of the 3 runs are different. While biomass increased and fishing mortality decreased in run 3; biomass continued to decrease at a lower rate in runs 1 and 2 and fishing mortality showed a general increasing trend in run 2 (except the last 3 years when it decreased) and was somewhat stable in run 1. The three runs show similar trajectories of increasing F and decreasing B towards the red area of the Kobe plot ($F > F_{MSY}$ and $B < B_{MSY}$) until the end of the 1990s, but run 1 and run 2 estimate that on average the stock still remains in the red area since 2000; while run 3 estimates a recovery towards the green area since mid-2000s (**Figure 32**). The current MSY estimated using the three production model runs ranges from 66,030 t to 86,830 t.

The integrated model, SS3, was run with twelve different configurations to characterize uncertainty in model parameters. SS3 Model results indicate that fishing mortality increased steadily since the beginning of the fishery, rapidly increased by the end of the 1990s, fluctuating around the level corresponding to F_{MSY} in the 2000s, then increased sharply at the end of the 2000s where $F > F_{MSY}$ in 2011, and decreased in the latest three years despite being kept at levels higher than F_{MSY} in 7 out of the 12 scenarios. With regards to biomass, it decreased constantly since the beginning of the time series and fell below and remained below B_{MSY} levels since 2010. The current MSY estimated using the 12 SS runs ranges from 80,889 t to 102,268 t.

Most of the SS runs give a similar view compared to the ASPIC runs regarding the historical evolution of the relative trends in biomass and fishing mortality. Both assessment models (ASPIC and SS3) suggest that biomass decreased in the period investigated, with the exception of run 3 of ASPIC where a recovery is observed since 2005. For fishing mortality, both assessment models show that F increased sharply by the late 1990s, then fluctuated to reach a similar level of the late 1990s in 2004/2005 and increased again in 2011 to decrease the last three years. The range of MSY values estimated by SS3, however, is larger than those estimated by ASPIC.

5. Projections

Resolution [13-10] adopted by the Commission, provides detailed guidance regarding the information that should be included in the Kobe strategy matrix. In 2010, the Working Group on Assessment Methods (Anon., 2011b) provided additional recommendations to facilitate the construction and interpretation of the Kobe II Strategy Matrix (e.g. guidelines for the application, specifications regarding projection methods and recommendations for development of Kobe matrices). Therefore, the Group based the following outlook for the Atlantic Bigeye tuna on the projections and the Kobe strategy matrix.

The outlook for bigeye tuna, considering the quantified uncertainty in the 2015 assessment, is presented in **Tables 13** and **14** and **Figures 41** and **42**, which provide a characterization of the prospects of the stock achieving or being maintained in the green quadrant of the Kobe plot for different levels of future constant catch and fishing mortality. The tables and figures are based on the 500 bootstrap simulations conducted for each of the three ASPIC assessment scenarios; which were all given equal weight. The F projections were performed for multipliers on the final year F_s .

ASPIC

The bootstrapped (500 simulations) ASPIC stock estimates were projected for 15 years (see Section 4.1) for the three runs. The catch in 2015 was set as the reported catch in 2014 (68,390 t) and thereafter (2016-2035) the stock was projected with TACs of 0 and from 40,000 t to 100,000 t in 10,000 intervals. Projections based on constant F scenarios were also conducted, i.e. for a multiplier on the final year F_s from 0 to 1.5 in 0.15 intervals. The results of the constant catch projections in stock biomass and harvest rate are shown in **Figures 43** and **44** and relative to MSY benchmarks in **Figures 45** and **46** for biomass and harvest rate, respectively. Median estimates of the projections showed that the stock should recover within the projected time period if future

constant catch of run 1 and 2 (using US LL and Japanese LL CPUE indices, respectively) are less than 65,000 t (a similar level of the lower range of estimated MSY 66,000 t by ASPIC), and if constant F (relative to recent F) of each case is around 75% (**Figure 47**). For run 3, projections show that the stock will be maintained in the green quadrant of the Kobe plot ($B > B_{msy}$ and $F < F_{msy}$) with catches of 90,000 t and F at current levels.

Projections at the current catch levels (~65,000 t) indicate that the stock has a 47 % probability of rebuilding by the end of the projection period (2028). The probability of recovery of the stock with current TAC (85,000 t) level by the end of the projected period would be around 32 %. Higher probabilities of rebuilding require longer timeframes and/or larger reduction of current catches. For instance, 75% probability of rebuilding would be achieved by 2028 with a constant catch of 50,000 t (**Table 13**).

SS3

No projections were done due to a lack of time. However, projections inputs and specifications were discussed and the Group agreed to run stochastic projections using 12 scenarios agreed during the meeting encompassing the structural uncertainty of the current SS3 assessment.

6. Recommendations

6.1 Research and statistics

- The raw size information of the European PS sampling from 1980 to 2014, as requested by the SCRS, has been partly provided to ICCAT since all French Task II size samples (all species) from 1980 onwards were submitted. Thus, the Group recommends that the raw size information of other PS sampling programs is provided to ICCAT.
- The Group recommends that estimates of variance of the estimated weight at size be provided for the relationship presented during the meeting, for considering updating the current weight-size used by ICCAT.
- Noting that juvenile FAD purse seine CPUE, once standardised, can be used as an indicator of the recruitment index in the stock assessment models, the Group recommends that the standardised CPUE index for juvenile yellowfin tuna and bigeye tuna caught by the EU purse seiner fleets be estimated and submitted to the next meeting of the tropical tunas species group (e.g. yellowfin data preparatory meeting) before the next round of stock assessments of tropical tunas.
- The Group noted that the change in the size composition of Chinese-Taipei LL fleet catches around 2005, showing larger fish from that period onwards, could be related to changes in fishing strategy due to the introduction of control and surveillance in domestic regulations. The Group recommends that the length frequencies of Chinese Taipei be reviewed relative to potential changes in the sampling strategies due to domestic regulations.
- The Group reviewed and compared the updated bigeye tuna catch-at-size provided by Japan and the current available dataset at the Secretariat. Differences were found in the size frequency distributions by years and total estimated numbers of fish caught by year. When estimated landings were compared to reported Task I significant differences were also found for some years. The Group is requesting Japan to review these differences and report to the Group the reasons for such differences, indicating what will be the best scientific estimates of total catch.
- Natural mortality at age has been identified as one of the most important parameters in tuna stock assessments. While the logistic shape of the Lorenzen vector of M used in the assessment models was considered by the Group as realistic, future work should be conducted to estimate alternative vectors of natural mortality at age. These alternative estimates of natural mortality should for instance cover: (i) comparison to values of M used in other tuna RFMOs, (ii) M estimated by other methods, (iii) insights from tagging data of IOTC and the Atlantic through AOTTP. As such, the Group recommends analyzing different M vectors as sensitivity analysis in future bigeye tuna stock assessments.

- Statistical analysis of the logbook and sampling data of the EU purse seiners (and of the fleet of associated flags) should be conducted by EU scientists to review current methodology to estimate catches and sizes by species of the PS fleet. This study should be focused in order of priority: (1) the revision and identification of best time and area strata that should be used in the data processing, and (2) the revision of basic criteria to be used in an improved data processing system (e.g. concerning the minimum levels of samples used, sampling rate and number of fish measured and, when needed, the rules used in strata substitution).
- The Group recommends continuing with the recovery of fisheries statistics from Angola, in particular for tropical tuna species. The Group supports the efforts of the Secretariat and the JCAP program to continue working with Angola scientists and the CPCs involved with tropical tunas catch within the Angola EEZ (foreign fleets) to confirm the level of catches and if these have been or not already reported to ICCAT. The Group request a report made available for review for the next species group.
- The Group inquired about the quality of the fisheries statistics (Task I and II) submitted by the different CPCs to the Secretariat. A form has been designed to be circulated to the main catching CPCs, asking for details of their sampling and data collection programs, as well as the protocols for fisheries statistics estimation in other ICCAT species groups. It was recommended that a similar form be proposed for the tropical tuna fisheries, in order to provide to the Group some information which can be used for evaluation of quality of the fisheries data submitted.
- Within the overall plan of improving Ghana statistics, in 2014, the SCRS recommended develop and apply software necessary for the treatment of Ghana statistics. At its 2014 annual meeting, the Commission considered that this activity could be funded by other sources (e.g. JCAP) and did not include it in the list of activities eventually approved by the Commission. The JCAP estimated budget for 2015 will not be able to cover the total cost of this project. Thus, the Group recommends that the Secretariat seeks alternative funds to complete this activity.
- Due to the lack of data regarding the reproductive biology of bigeye tuna and the importance of these data in all stock assessment models, the Group recommended, as a matter of priority, that reproductive biology (maturity, fecundity, etc.) studies be conducted as soon as possible.
- The Group recommends the systematic collection of direct size at age observations be obtained for use in integrated models and for estimating growth. This could be direct otolith readings or other direct ageing methods in conjunction with growth information from tagging.
- The Group recommends CPCs to contribute funding in order to reach the 20 % needed for co-funding the AOTTP.

7. Other matters

7.1 Revision of the first steps of the AOTTP

The Secretariat informed the Group of the progress made in the Atlantic Ocean Tropical Tagging Program (AOTTP). The contract between the European Union and ICCAT was recently signed after ICCAT agreed to commit (capital) funds, as required by the rules of funding established by the EU. The contract signed has a duration of five year with a possibility of an 18 month extension for data analysis.

The Secretariat has developed the requirements for the recruitment of the most urgent members of the AOTTP team. The announcement for the hiring of the first three fixed-term positions at the ICCAT Secretariat (Programme Coordinator, Administrative and Financial Officer, and Accountant), was posted on June 30 with an application deadline of September 4, 2015. The Group was informed that according to the contract, four additional fixed-term positions may be hired during the implementation period of the Programme (Assistant Coordinator, Publicity and Tag Recovery Coordinator, and two Data Entry Assistants). The plan is to have the three initial positions filled by the time of the 2015 annual meeting of the SCRS. Before the end of 2015, the process to hire the other members of the team will be initiated. The current project plan is to start tagging fish in the first half of 2016.

The Group was informed that Chinese-Taipei and the U.S.A. had already committed to co-funding €25,000 and US\$30,000, respectively. Furthermore, there have been recent expressions of interest of additional co-funding from Brazil (€30,000). During the recent meeting of the Working Group on Convention Amendment, the ICCAT and STACFAD Chairs agreed that the Secretariat could make use of the Working Capital Fund for co-funding

the Programme, however this decision will be further discussed at the forthcoming Commission meeting in November 2015. The SCRS Chair urged participants to work with their delegations to seek such necessary funds and highlighted the importance of this project to the work of the tropical tunas species group.

The Group briefly discussed the possible composition of the AOTTP Steering Committee (SC), highlighting the need for balanced expertise, geographical representativeness and effectiveness within the SC. The Group also stressed the importance that the external member be somebody with no current or recent relationship with ICCAT. The participation of the external member can provide an independent view to support decisions, and bring expertise gained in non-tuna fisheries. The Group recognized that to maintain the effectiveness of the SC, clear rules of procedure will have to be established to define the responsibilities of each member of the Committee and the AOTTP Programme Coordinator.

Finally, the Group discussed the exceptional opportunities that the AOTTP offers to researchers that are interested in tropical tunas, being a unique chance for carrying out other projects that could complement and benefit from the AOTTP as a platform to enhance data and sample collection, aimed at filling current gaps in aspects related to the biology and fisheries of tropical tuna species. However, the Group stressed that such efforts need to be coordinated so as to ensure that they do not compromise the objectives of the AOTTP.

7.2 Defining the procedure to update the analysis of the effects of the current moratoria on FADs

ICCAT [Rec. 14-01] paragraph 26 requests the SCRS to analyse in 2015 the efficacy of the area/time closure, referred to in paragraph 24, to reduce catches of juvenile bigeye, yellowfin, and skipjack tunas. The Group discussed the possible approach to update previous analysis of the effects of the Moratoria on FADs to answer this request from the Commission. The Group noted that the stock assessment models carried out during the bigeye tuna assessment do not allow to fully answer this question because the Moratoria were implemented in 2013 and any effect will be difficult to characterize through stock assessment models without additional years of data. However, it was agreed that the possible changes in exploitation patterns as well as trends in catches of juveniles of bigeye tuna and yellowfin tuna before and after the implementation of the Moratoria could be examined to answer this question. The Group also pointed out that it would be difficult to associate any changes to the Moratoria since there were only implemented in 2013. The Group recommended that a small *ad hoc* group of participants work intersessionally to update and further explore the analysis that was developed and presented to the SCRS in 2014.

8. Adoption of the report and closure

Due to the limited time, only items 1 to 3, and partly items 4 and 5 were reviewed and adopted by the Group during the meeting. The rest of the report was adopted by correspondence. Dr. Murua thanked the participants and the Secretariat for their hard work. The meeting was adjourned.

References

- Anon. 2011a. Report of the 2010 ICCAT Bigeye Tuna Stock Assessment Meeting. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(1): 1-186.
- Anon. 2011b. Report of the 2010 ICCAT Working Group on Stock Assessment Methods (Madrid, Spain, April 21 to 23, 2010). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(3): 1276-1340.
- Delgado de Molina A., Ariz J., Murua H. and Santana J.C. 2015. Spanish Fish Aggregating Device Management Plan. Preliminary data. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71(1): 515-524.
- Floch L. *et al.*, 2014. Statistics of the French purse seine fishing fleet targeting tropical tunas in the Atlantic Ocean (1991-2012). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 70(6): 2669-2692.
- Hallier J.P., Stequert B., Maury O., Bard F.X. 2005. Growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Eastern Atlantic Ocean from tagging-recapture data and otolith reading. ICCAT Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 57(1): 181-194.
- Maunder, M. N. 2003. Is it time to discard the Schaefer model from the stock assessment scientist's toolbox? Fisheries Research, 61: 145-149.
- Parks W., Bard F.X., Cayré P., Kume S., Santos Guerra A. 1982. Length-weight relationships for bigeye tuna captured in the Eastern Atlantic Ocean. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 17(1): 214-225.
- Lopez, J., Moreno G., Sancristobal I., Murua H. 2014. Evolution and current state of the technology of echosounder buoys used by Spanish tropical tuna purse seiners in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans. Fisheries Research 155(0): 127-137.

RAPPORT DE LA SESSION D'ÉVALUATION ICCAT DU STOCK DE THON OBÈSE DE 2015

(Secrétariat, Madrid, Espagne – 13-17 juillet 2015)

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 13 au 17 juillet 2015. Le Secrétaire exécutif a ouvert la réunion et a souhaité la bienvenue aux participants (« le Groupe »). M. Driss Meski a fait savoir au Groupe qu'un contrat a récemment été signé entre l'Union européenne et l'ICCAT concernant le Programme de marquage des thonidés tropicaux dans l'océan Atlantique (AOTTP) et qu'un premier versement a été reçu. Il a également indiqué que le Secrétariat a déjà annoncé la création de trois postes à durée déterminée au Secrétariat (coordinateur du Programme ; agent administratif et financier ; et comptable), dont les résultats devraient être annoncés au moment de la prochaine réunion du SCRS.

Le Dr Hilario Murua (UE-Espagne), Président de la réunion, a souhaité la bienvenue aux participants et a remercié le Secrétariat d'accueillir la réunion et de fournir toute la logistique. Le Dr Murua a 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 participants suivants ont assumé les fonctions de rapporteur :

<i>Section</i>	<i>Rapporteur</i>
Point 1	Miguel Neves dos Santos
Point 2.1	Rodrigo Forsello
Point 2.2	M. Ortiz
Point 2.3	Mauricio Ortiz/Craig Brown
Point 2.4	Daniel Gaertner
Point 3.1	Paul de Bruyn/Gorka Merino
Point 3.2	Paul de Bruyn/Gorka Merino/Michael Schirripa
Point 3.3	Paul de Bruyn/Gorka Merino/John Walter
Point 3.4	Paul de Bruyn/Gorka Merino
Point 4.1	Laurence Kell/Gorka Merino
Point 4.2	Laurence Kell/Gorka Merino/Michael Schirripa
Point 4.3	Laurence Kell/Gorka Merino/John Walter
Point 4.4	Laurence Kell/Gorka Merino
Point 4.5	Laurence Kell/Paul de Bruyn/Hilario Murua
Point 5.	Laurence Kell/David Die/Hilario Murua
Point 6.	Miguel Neves dos Santos/David Die/Hilario Murua
Point 7.1	David Die
Points 7.2, 8	Hilario Murua

2. Résumé des données disponibles pour l'évaluation

2.1 Biologie

Le document SCRS/2015/138 présentait les relations longueur-poids pour le thon obèse de l'Atlantique Nord-Est. L'étude est basée sur la longueur à la fourche (FL en cm) et le poids vif (RW en kg) de 1.501 spécimens débarqués entre 2007 et 2014. La gamme de tailles (61 – 194 cm) étudiée représente les tailles les plus fréquemment observées dans les prises de thon obèse. Les ajustements linéaires et non linéaires ont été testés pour la relation $RW = a * FL^b$ et ont été comparés entre eux.

Équation de l'ajustement linéaire : $RW = 5,29919E^{-05} * FL^{2.8211264}$

Équation de l'ajustement non linéaire : $RW = 6,0568E^{-05} * FL^{2.79379}$

L'ajustement de l'équation non linéaire aux données était légèrement mieux que l'ajustement de l'équation linéaire, notamment pour les spécimens de grande taille qui sont faiblement représentés dans l'échantillon et qui sont moins fréquents dans les prises. Toutefois, les différences entre les résultats obtenus avec chaque équation sont mineures, avec une hausse de 0,2 % dans le poids moyen quand l'ajustement non-linéaire est utilisé. Les deux équations ont été comparées à la relation publiée par Parks *et al.* (1982) actuellement utilisée par l'ICCAT, donnant lieu à de légères différences entre les trois équations.

Le document présente une révision approfondie des relations longueur-poids pour le thon obèse dans les océans Atlantique, Pacifique et indien. Toutefois, aucune comparaison entre les relations n'a été présentée étant donné que beaucoup d'entre elles ont été faites à l'aide de différentes morphométries. En outre, les nouvelles relations présentées pour l'Atlantique Nord-Est ne sont pas comparables avec les nouvelles informations pour l'Atlantique Sud-Ouest présentées dans le SCRS/2015/096 au cours de la réunion de 2015 de préparation des données sur le thon obèse, étant donné que différents types de poids (c.-à-d. poids vif par opposition à poids éviscéré) sont utilisés.

Lors de la présentation et la discussion du document, il a été recommandé d'utiliser l'ajustement non linéaire plutôt que linéaire, car ce type de régressions a une meilleure performance avec ce type de données.

Une compilation des informations historiques et nouvelles sur la biologie et les coefficients de conversion à utiliser pour l'évaluation est disponible dans les Tableaux 1 et 2 du rapport de la réunion de 2015 de préparation des données sur le thon obèse (SCRS/2015/011).

2.2 Estimations des captures, de l'effort, des tailles et de la prise par taille (CAS)/prise par âge (CAA)

2.2.1 Estimations des captures

Le Secrétariat a présenté une mise à jour de la série de prise nominale de Tâche I du thon obèse (TINC) pour la période 1950-2014. Les modifications apportées depuis la réunion de préparation des données sur le thon obèse (chiffres nouveaux ou modifiés déclarés par les CPC avant le 2 juillet 2015) ont été incluses. Une mise à jour des statistiques des pêcheries de thon obèse du Ghana était escomptée suite aux recommandations et aux directives formulées lors de la réunion de préparation des données. Ces estimations ont été fournies au début de la réunion (SCRS/2015/139). Des rapports de capture de thon obèse au titre de 2014 ont également été reçus du Brésil et du Venezuela juste avant la réunion. Les prises déclarées par le Brésil pour 2014 s'élevaient à 3.475t, tandis que les captures du Venezuela étaient exceptionnellement élevées (29.000 t) et bien au-delà des valeurs historiques. Le Groupe a signalé que les estimations TINC du Brésil étaient les plus élevées dans la série temporelle du Brésil et que la plupart des prises ont été réalisées à la ligne à main, ce qui est plutôt rare pour les prises de thon obèse. Le Groupe a recommandé de poursuivre les estimations des reports de la TINC pour le Brésil et le Venezuela provenant de la réunion de préparation des données aux fins de l'évaluation des stocks. Le Groupe a demandé au Secrétariat de confirmer avec les correspondants statistiques du Brésil et du Venezuela la validité des données présentées.

Le document SCRS/2015/139 présente les détails de l'estimation des statistiques de capture des senneurs et des canneurs ghanéens pour 2006-2013. Suivant les recommandations de la réunion de préparation des données, les estimations de capture de thon obèse du Ghana (TINC) ont été préparées pour deux composantes de flottilles. Les données d'échantillonnage de la composition par espèce de UE-PS ont été utilisées pour estimer la composition des captures par espèce (CAS) pour la composante P de la flottille. Les données d'échantillonnage du Ghana ont été utilisées pour obtenir la composition des captures pour la composante A de la flottille. Le Groupe a conclu que les estimations présentées pour la Tâche I étaient plus solides et il a recommandé qu'elles soient incluses pour l'évaluation. Cependant, les données de prise et d'effort de la Tâche II et de prise par taille n'ont pas été acceptées car elles nécessitaient une analyse et un travail plus approfondis. Au cours des discussions, il a été noté ce qui suit : a) il y a encore un nombre limité de livres de bord pour la flottille P, ainsi qu'un échantillonnage limité de taille/composition pour les captures de cette flottille ; b) la distribution spatiale de l'effort de pêche de la flottille P suscite également des préoccupations. Le Groupe a signalé l'importance de poursuivre la collaboration entre les scientifiques ghanéens et ceux de l'UE pour assurer la mise en œuvre des protocoles d'échantillonnage et d'estimation établis et il a souligné l'objectif à long terme d'améliorer la capacité ghanéenne pour effectuer ce travail.

En résumé, le Groupe a recommandé d'actualiser la T1NC, y compris la prise ghanéenne de thon obèse présentée dans le SCRS/2015/139 en postulant que ces estimations représentent à la fois les captures des senneurs et des canneurs. Pour les captures ghanéennes de 2014, le Groupe de travail a décidé de reporter l'estimation des captures de 2013. C'est pourquoi, la T1NC a été mise à jour pour tous les modèles d'évaluation. Dans le cas de la VPA, comme la CAS n'était pas disponible pour les nouvelles estimations du Ghana, le Groupe a recommandé d'actualiser la CAA en postulant la même distribution des âges que celle de la première version de CAA présentée par le Secrétariat, et en ajustant la production par âge à l'aide des poids moyens à l'âge, de façon à ce que la prise totale corresponde à la Tâche I actualisée.

Les données d'entrée finales des estimations de T1NC (déclarées et estimées par le Groupe) sont présentées au **Tableau 1**. La **Figure 1** présente la série cumulative de capture de Tâche I (de 1950 à 2014). Les meilleures estimations des ponctions totales de thon obèse pour 2014 s'élevaient à 68.390 t. En 2013 et 2014, la prise a continué à chuter par rapport aux captures de 2011 qui dépassaient les 80.000 t. Les captures totales de thon obèse se situent en-dessous du TAC depuis 2005, à l'exception de 2011. La **Figure 2** illustre la distribution spatiale des captures par zone définie pour le modèle Stock Synthèse (SS3).

2.2.2 Données de taille

Le document SCRS/2015/121 a présenté une analyse des données de fréquence de taille et proposé la saisie de données de fréquence de taille pour le modèle Stock Synthèse. Dans l'ensemble, il y a un nombre suffisant d'échantillons de taille pour le thon obèse, en particulier depuis 2004, en partie grâce au grand nombre de mesures des tailles des flottilles palangrières du Taipei chinois qui couvrent pratiquement 100 % de leurs prises. Les proportions de l'échantillonnage des tailles par engins principaux (PS, LL et BB) par rapport à la proportion des captures par engin ont indiqué que l'échantillonnage des tailles pour la flottille de senneurs peut être amélioré. Il a également été noté lors de la discussion que les données de taille disponibles et utilisées dans l'analyse du SS3 étaient limitées pour les flottilles de senneurs et de canneurs de l'UE et flottilles associées. 25 % seulement des échantillons originaux étaient disponibles pour la période 1980 – 2014. Les données de fréquence des tailles étaient regroupées par année, trimestre et ID de pêcherie (15 pêcheries décrites dans le **Tableau 2**), tel que cela a été défini à la réunion de préparation des données pour les modèles SS3. Les indicateurs statistiques suggèrent que le nombre minimum d'échantillons de taille à utiliser devrait être environ 200 ; toutefois, en raison du faible échantillonnage dans les premières années, le nombre minimum d'échantillons a été fixé à 50. Les observations de fréquence des tailles pour les ID de pêcherie 2 et 7 sont très limitées et il a été recommandé de relier les fréquences des tailles de ces ID de pêcherie aux fréquences des tailles d'autres flottilles/engins similaires.

Les tendances de la taille moyenne par ID de pêcherie montrent une augmentation au cours de ces dernières années, notamment certaines flottilles palangrières (**Figure 3**). La taille moyenne estimée à partir de la CAS du Taipei chinois coïncide avec les tendances de la taille moyenne des données de Tâche II déclarées par le Taipei chinois, ce qui concorde avec les données de CAS qui ont été estimées en utilisant les mêmes données de taille que celles déclarées dans la Tâche II. Toutefois, le changement brutal dans la composition par taille du thon obèse entre les années antérieures à 2005 et les années postérieures à 2006, ce qui pourrait être le même cas pour l'albacore capturé par la flottille du Taipei chinois, justifie un examen plus poussé.

Le Secrétariat a présenté un aperçu de la CAS et de la CAA pour le thon obèse pour la période 1975 – 2014 (**Figures 4 et 5**). Dans l'ensemble, la CAS a été mise à jour suite aux recommandations de la réunion de préparation des données sans y inclure les récentes estimations des statistiques de capture du Ghana, car celles-ci n'étaient pas disponibles lorsque les travaux ont été effectués (voir ci-dessus). La CAS a été convertie en CAA avec les mêmes algorithmes utilisés dans la dernière évaluation (Anon., 2011a). Brièvement, la CAA a été estimée en « découpant » les données de taille par inversion du modèle de croissance actuel de von Bertalanffy pour le thon obèse de l'Atlantique (Hallier *et al.*, 2005), par strate année-trimestre. Au cours de la réunion, la matrice de CAA a été mise à jour pour refléter les statistiques ghanéennes révisées que le Groupe a adoptées. Les comparaisons avec la matrice de CAA de 2010 ont montré des différences dans la distribution des âges. Ces différences étaient en partie dues à des changements dans la CAS présentée par certaines CPC depuis la dernière évaluation. La matrice résultante de la CAA est illustrée à la **Figure 5** et au **Tableau 3**. La proportion des poissons d'âge 0 et 1 dans le total des captures a commencé à augmenter au fil du temps et elle représentait, en 2014, 86% des captures en chiffres et 26% en poids.

2.3 Estimations de l'abondance relative

Au cours de la réunion 2015 de préparation des données sur le thon obèse, un certain nombre d'indices d'abondance relative alternatifs ont été présentés. Lors de cette réunion, le Groupe s'est demandé si ces estimations pouvaient servir d'indices d'abondance relative pour être utilisées dans différents modèles d'évaluation des stocks. Dans certains cas, le Groupe a recommandé que des modifications ou des analyses supplémentaires soient menées avant la réunion d'évaluation du stock de thon obèse. Le Groupe a demandé que soient élaborés des indices d'abondance en utilisant les données de capture et d'effort à la senne afin de les utiliser éventuellement dans les scénarios de sensibilité.

Le document SCRS/2015/105 présente les indices de CPUE obtenus en utilisant les données détaillées des livres de bord journaliers des senneurs de l'UE de 1991 à 2014, en appliquant des modèles fixes et mixtes linéaires généralisés. Les résultats du taux de capture standardisé saisonnier ont été présentés (année-trimestre). Les variables explicatives utilisées dans l'analyse incluent : année, zone, trimestre, capacité de ponction, pays et date de début du navire. Aucun indice d'abondance annuel n'a été élaboré, ce qui aurait été nécessaire à l'examen du modèle de VPA. Le Groupe n'a pas pu évaluer exhaustivement les indices présentés car il estimait que la description des méthodologies appliquées et le diagnostic montré étaient parfois imprécis ou incomplets. Le Groupe a recommandé à l'auteur d'aborder ces préoccupations dans une révision ultérieure au SCRS/2015/105, qui pourrait potentiellement être examinée à la réunion annuelle de 2015 du Groupe d'espèces sur les thonidés tropicaux. Le Groupe n'a pas adopté les indices contenus dans le SCRS/2015/105 devant servir à des analyses réalisées au cours de la réunion d'évaluation. Le Groupe estime qu'il est bien plus important de faire avancer ce travail pour atteindre l'objectif à long terme de l'élaboration d'indices d'abondance pour les juvéniles de thon obèse.

2.4 Indicateurs des pêcheries

Dans l'océan Atlantique, le thon obèse a été exploité par trois principaux engins : palangre, canne et moulinet et senne. Plusieurs pays contribuent à la prise totale et l'ICCAT a des données détaillées sur la pêche pour ce stock depuis les années 1950. Alors que le thon obèse représente désormais l'une des principales espèces cibles pour quelques-unes des pêcheries de palangriers et de canneurs, cette espèce a toujours revêtu une importance secondaire pour les autres pêcheries de surface. Les débarquements en poids pour les périodes 2010-2014 représentent 48 %, 15 % et 37 % pour les palangriers, les canneurs et les senneurs, respectivement.

La prise totale annuelle de la Tâche I (**Tableau 1**) a augmenté jusqu'au milieu des années 1970, atteignant 60.000 t, et elle a fluctué pendant les 15 années suivantes. En 1991, la prise a dépassé 97.000 t et a continué à augmenter, atteignant un maximum historique de l'ordre de 135.000 t en 1994. La prise déclarée et estimée a diminué depuis lors et a chuté en dessous de 100.000 t en 2001. Cette baisse progressive des captures s'est poursuivie, avec toutefois certaines fluctuations d'une année à l'autre (**Figure 1**). L'estimation préliminaire pour 2014 s'élève à 68.390 t. Ces réductions des captures sont liées à la diminution de la taille de la flottille de pêche (palangre) ainsi qu'à la réduction de la CPUE (palangre et canne). Les séries de capture des pêcheries situées à la limite de la distribution spatiale du thon obèse ou dans des zones très locales peuvent être des indicateurs pour détecter des changements dans l'abondance. Les séries de capture de thon obèse pour la pêche périphérique des petits canneurs aux Açores montrent de fortes variations interannuelles mais sans aucune tendance particulière, à l'exception de la très faible capture enregistrée dans les années 2000 (**Figure 6**). La prise de thon obèse à Madère et aux îles Canaries est stable, mais elle se situe à un niveau plus bas que dans les années 1990 ou bien elle est même en diminution comme cela est indiqué pour les canneurs qui opèrent à partir de Dakar (**Figure 6**). Le nombre de senneurs actifs a chuté de plus de la moitié entre 1994 et 2006, mais il est remonté depuis 2007, avec le retour de quelques navires de l'océan Indien à l'Atlantique. Le nombre de senneurs de la flottille de l'Union européenne et associée opérant entre 2009 et 2013 était similaire à celui qui opérait entre 2003 et 2004, mais la capacité de charge s'est accrue de 20%.

Lors de la réunion, deux documents qui décrivaient les pêcheries espagnoles de thonidés tropicaux ont été discutés. Le document SCRS/2015/131 décrit les pêcheries de thonidés tropicaux opérées par les senneurs et les canneurs pour la période 1991-2014. Au large des côtes mauritaniennes, la pêche de DCP dérivants est en développement depuis 2009 et a continué à être très active en 2014, mais ciblant exclusivement le listao. En moyenne, le nombre annuel de carrés de 1° pêchés par les senneurs a augmenté au cours des cinq dernières années. Contrairement au listao, la prise de thon obèse des senneurs espagnols est en chute depuis 2011. La même tendance à la baisse a été observée pour l'effort de pêche en termes de nombre de navires et de capacité de charge. Le poids moyen du thon obèse capturé par mode de pêche a montré une légère augmentation depuis 2008 pour la composante "DCP" (atteignant 3,5 kg) et une hausse plus marquée pour la composante "bancs libres" (à

partir de 5 kg en 2005 jusqu'à 20-25 kg au cours des deux dernières années). En ce qui concerne les canneurs opérant au large du Sénégal, les captures de thon obèse et l'effort de pêche sont restés stables. Le document SCRS/2015/136 a montré de grandes fluctuations au fil du temps dans le poids moyen (entre 10 et 20 kg) du thon obèse capturé par la pêcherie de canneurs aux îles Canaries, mais sans aucune tendance apparente. Les captures de thon obèse de cette pêcherie étaient aussi relativement stables au cours des trois dernières années.

Le poids moyen du thon obèse a chuté entre 1975 et 1998, mais il est demeuré relativement stable, autour de 10 kg, au cours de la dernière décennie (**Figure 7**). Toutefois, ce poids moyen diffère en fonction de l'engin de pêche : environ 62 kg pour les palangriers, 7 kg pour les canneurs et 4 kg pour les senneurs. Au cours de ces 10 dernières années, plusieurs flottilles palangrières ont vu augmenter le poids moyen du thon obèse capturé, le poids moyen du poisson capturé à la palangre passant de 40 kg à 60 kg entre 1999 et 2010. Durant la même période, le thon obèse capturé à la senne pesait en moyenne entre 3 kg et 4 kg. Le poids moyen du thon obèse capturé en bancs libres est plus du double que le poids moyen des spécimens capturés autour des DCP. Cette différence de poids moyen entre ces deux modes de pêche est encore plus prononcée depuis 2006 (**Figure 8**). Pareillement, le thon obèse capturé par les canneurs pesait en moyenne entre 6 et 10 kg pendant la même période, ce qui indique une plus grande variabilité interannuelle de son poids moyen par rapport au poisson capturé à la palangre ou à la senne.

Les juvéniles de thon obèse présentent une forte association avec l'objet flottant naturel ou artificiel, et en conséquence, le développement d'un mode de pêche utilisant des dispositifs de concentration de poissons dérivants (DCP dérivants) pourrait augmenter la vulnérabilité de ces plus petits poissons aux engins de pêche de surface. La proportion des prises de thon obèse réalisées sous DCP dérivants par les principales flottilles de senneurs fait apparaître quelques différences entre flottilles : la pêche sous DCP représente 100 % pour le Ghana (SCRS/2015/139), environ 84 % pour UE-Espagne (2010-2014, SCRS/2015/131) et près de 53 % pour UE-France (2008-2012, Floch *et al.*, 2014).

Dans le cadre du projet de recherche CECOFAD de l'UE (SCRS/2015/104), une méthode indirecte a été proposée pour reconstruire une série temporelle du nombre de DCP et de balises GPS déployés (SCRS/2014/133). De cette étude, le nombre total estimé de DCP remis à l'eau chaque année a remarquablement augmenté, passant de moins de 7.000 DCP avant 2008 à 17.300 DCP en 2013 (**Figure 9**). Il convient de souligner qu'il existe une grande variabilité du nombre de DCP dérivants déployés par navire, comme il a été signalé pour la flottille espagnole de senneurs. Par exemple, le nombre de DCP dérivants actifs suivis par trimestre et par navire espagnol varie entre 100 et 1.100 (Delgado de Molina *et al.*, 2015).

Des informations sur les changements technologique des balises, exprimés en nombre de balises par catégorie (p. ex., balises HF, balises reliées seulement par satellite et balises écho-sondeur reliées par satellite) achetées chaque année, ont été fournies pour la flottille de senneurs français au titre de la période 2004-2014 (SCRS/2015/014). Les balises équipées d'écho-sondeur ont progressivement remplacé les deux autres types et prédominent maintenant, avec un impact potentiel sur l'augmentation de l'efficacité de pêche des senneurs qui pêchent sous DCP (**Figure 10**). Cette amélioration dans la technologie de la pêche sous DCP au fil du temps a également été documentée pour la flottille espagnole de senneurs (**Figure 11**), et ces nouvelles technologies peuvent augmenter la capturabilité du thon obèse juvénile au cours des récentes années.

Les indicateurs des pêcheries basés sur le nombre de carrés de 5 ° x 5 ° pêchés où le thon obèse a été capturé peuvent détecter des changements potentiels dans l'abondance ou dans les stratégies de pêche au fil du temps (SCRS/2014/080). Le nombre de carrés de 5° explorés avec des captures de thon obèse (> 1 tonne par an) des flottilles palangrières a fluctué, mais sans aucune tendance perceptible entre les années 1970 et les années 2000. Cependant, depuis le début des années 2000, le nombre de carrés de 5 ° x 5 ° avec des prises de thon obèse de plusieurs flottilles de palangriers a sensiblement diminué (**Figure 12**). La situation est inverse pour les senneurs de l'UE dont les zones de pêche se sont élargies depuis 2007, probablement en raison de l'augmentation de l'emploi des DCP dérivants/balises conjuguée à l'accès à des zones nouvelles ou historiques, suite à la reconduction d'accords de pêche (**Figure 13**).

Le document SCRS/2015/140 a présenté une analyse des données de fréquence des tailles (CAS) pour le thon obèse de l'Atlantique à l'aide de deux méthodes. Des diagrammes de Powell-Wetherall exploraient les changements de Z sur la base des données de taille et une analyse de la courbe de capture en utilisant la CAA afin d'évaluer les changements dans les schémas de sélection. Le document fournit des estimations de la mortalité totale Z pour des âges entièrement sélectifs et des estimations de sélectivité par âge. Le Groupe a remarqué l'utilité d'utiliser des méthodes simples à des fins d'exploration et de vérification des données d'entrée, car elles peuvent être de bons indicateurs des tendances, ainsi que des estimations initiales pour les paramètres

de modèles plus complexes ; par exemple, le ratio de F pour le groupe d'âge plus dans la VPA, ou les valeurs de F terminal, et l'identification potentielle des changements dans les modes de sélectivité déduits de l'analyse de la courbe de capture par principal engin et période temporelle.

La longueur moyenne et ses intervalles de confiance au cours des années sont superposés aux points de référence de la longueur (longueur à l'infini, la longueur à laquelle la population atteint sa biomasse maximale et la longueur à laquelle 50 % de la population atteint la maturité) dans le but d'identifier, pour chaque engin de pêche, les longueurs pour lesquelles les prises respectives peuvent être évaluées. Les estimations de Z obtenues des diagrammes de Powell-Wetherall (**Figure 14**) ont montré une diminution significative à partir de 1990 ($Z = 0,55$) jusqu'en 1995 ($Z = 0,35$), puis une lente augmentation continue jusqu'en 2014 ($Z = 0,45$).

3. Méthodes et autres données importantes pour l'évaluation

3.1 Modèles de production

Le document SCRS/2015/073 a présenté une stratégie générique pour mener l'évaluation des stocks qui avait été proposée à la réunion de préparation des données sur le thon obèse (*Thunnus obesus*) de l'Atlantique, c'est-à-dire i) convenir à l'avance des hypothèses à tester ; ii) vérifier la convergence ; iii) identifier la violation des hypothèses en représentant les valeurs résiduelles ; iv) utiliser des méthodes, telles que l'eustachage ("jack knife") ou le bootstrap pour identifier les problèmes avec les données et les spécifications du modèle ; et v) réaliser des simulations pour évaluer la capacité prédictive et, partant, la solidité de l'avis. Même si les diagnostics présentés étaient pour un modèle dynamique de biomasse, ils sont génériques et applicables aux modèles qui utilisent différents jeux de données et une variété de structures. Plus la complexité des modèles augmente, plus les diagnostics acquièrent d'importance pour comprendre la solidité des estimations et la façon dont elles sont incorporées dans l'avis de gestion. Les diagnostics rendent également le processus d'évaluation des stocks plus transparent et contribuent à identifier les domaines qui nécessitent plus de connaissances et de meilleures données. Les diagnostics ont été présentés et le Groupe a discuté de possibilités alternatives pour la forme de la fonction de production et des indices d'abondance à utiliser. Cette présentation visait à se mettre d'accord sur une stratégie pour effectuer l'évaluation du stock de thon obèse de l'Atlantique plutôt qu'à entrer dans les détails techniques de cette analyse. Le Groupe a souligné l'utilité de l'approche et a tenté de l'appliquer aux modèles de production.

Un modèle de production excédentaire ASPIC a été appliqué à la pêcherie de thon obèse de l'Atlantique au cours de la réunion pour évaluer l'état actuel du stock. Les études du cycle vital ont été utilisées pour montrer que le modèle de production logistique (Schaefer) n'est probablement pas approprié pour les thonidés (Maunder, 2003) et que $B_{PME} < 0,5 B_0$ est probablement plus réaliste. Cependant, il y a rarement suffisamment d'informations dans les jeux de données d'évaluation des stocks pour estimer la forme du paramètre de la fonction de production. Par conséquent, la fonction de production de Fox a été utilisée. Le Groupe a décidé de lancer un modèle initial en utilisant les séries de CPUE incluses dans le tableau 10 du rapport de la réunion de 2015 de préparation des données sur le thon obèse (SCRS/2015/011) (**Figure 15**). Les scénarios suivants incluaient l'utilisation de différents indices de CPUE individuels ainsi qu'un indice combiné qui représentait un scénario de continuité à partir de 2010. Les détails des différents scénarios de modèles sont décrits dans le **Tableau 4**. La procédure de diagnostic générique proposée lors de la réunion de préparation des données (SCRS/2015/073) a été utilisée afin de choisir les scénarios pour l'avis.

3.2 Modèles statistiques de prise par âge : Stock Synthèse

Une évaluation initiale du stock de thon obèse de l'Atlantique a été réalisée avant la réunion d'évaluation du stock de thon obèse de 2015. Les postulats complets et les entrées de données du modèle sont décrits dans le SCRS/2015/126. Les entrées ont été discutées et suggérées à la réunion de 2015 de préparation des données sur le thon obèse (SCRS/2015/011). Les postulats et configurations clefs du « modèle » initial sont les suivants :

- 15 flottilles, telles que spécifiées à la réunion 2015 de préparation des données sur le thon obèse (**Tableau 2**).
- Trois régions (Nord de 25°N, entre 25°N et 15°S et Sud de 15°S) qui séparent les eaux tropicales des eaux tempérées ;
- La croissance a été modélisée en ajustant une courbe de croissance dans le cadre du modèle (**Figure 16**). Le Groupe plus a été spécifié comme étant 10 +.

- Le Secrétariat de l'ICCAT a fourni les échantillons de fréquence des tailles ; aucune donnée de prise par taille n'a été utilisée.
- Le déplacement inter-zone du thon obèse a été modélisé pour tenir compte du postulat selon lequel le frai a lieu en hiver (saison 1 : janvier, février, mars) et surtout dans la zone 2. Une migration annuelle d'au moins une partie du stock reproducteur commence au printemps (saison 2 : avril, mai, juin) de la zone de frai, vers le Nord vers les zones trophiques (zone 1). Dans la saison 4 (octobre, novembre, décembre), le poisson est retourné dans la zone 2.
- Le cadre temporel du modèle était 1950-2014.
- $W_t = (2,396E-05) * TL_{2,9774}$ (**Figure 16**).
- Le calendrier de maturité utilisé était celui qui avait été adopté lors d'évaluations précédentes : 0% pour les âges 0-2, 50% pour l'âge 3, et 100% pour les âges 4-10+ (**Figure 16**).
- Le M spécifique à l'âge a été calculé au moyen d'une fonction de Lorenzen (2005) en employant la référence $M=0,2794$ sur toutes les classes d'âge "complètement sélectionnées" (1-15). Le M de référence a été calculé par approximation au moyen d'un âge maximum de 15 ans. Le vecteur M a été développé à l'aide de la courbe de croissance (2005) de Hallier *et al.* (**Figure 16**).
- Relation stock-recrutement de Beverton Holt. La pente à l'origine de la relation stock-recrutement (*steepness*) a été estimée, σ_r a été fixée à 0,60 et l'on a estimé que le recrutement était égal dans toutes les saisons et régions. Le recrutement pour chacune des trois zones a été estimé de telle façon que la zone 1 et la zone 3 recevaient une quantité égale de recrues et le pourcentage allant à la zone 2 a été estimé dans le modèle, à partir des informations sur les débarquements, la CPUE et la longueur. La distribution des recrues par saison et zone est demeurée constante chaque année. Les déviations dans le recrutement annuel ont été estimées de 1974 à 2013.
- La sélectivité basée sur la longueur a été estimée pour chacune des 15 flottilles.
- On a permis que la sélectivité asymptotique pour les flottilles palangrières dans les zones 1 et 3 (flottilles 10, 12, 13 et 15) et pour les flottilles palangrières dans la zone 2 (flottilles 11 et 14) soit en forme de cloche.

Les données de marquage n'ont pas été incluses car on a estimé qu'elles ne reflèteraient pas fidèlement la migration entre les zones, en particulier entre les zones 1 et 2. La liste des séries de CPUE incluses dans le modèle est présentée dans le **Tableau 5**. Le Groupe a examiné le modèle initial présenté par l'auteur et un certain nombre de scénarios supplémentaires du modèle ont été discutés, proposés et exécutés. Il a été noté qu'il y a des contradictions dans l'information fournie par les séries de CPUE et les données de fréquence des tailles et que, par conséquent, des scénarios supplémentaires du modèle avec des variations dans la pondération de ces séries ont aussi été réalisés. Il a également été discuté si la *steepness* devrait être estimée chaque fois que l'information disponible n'est pas suffisante pour estimer ce paramètre et l'on a conclu d'utiliser différentes valeurs de *steepness* de 0,7, 0,8 et 0,9. Il a également été convenu d'utiliser différentes courbes de croissance d'Hallier *et al.* (2005) en ayant recours à la courbe de croissance de Von Bertalanffy ajustée à la fois aux données des otolithes et aux données de marquage (celle utilisée dans l'évaluation précédente – voir le tableau 2 de la réunion de 2015 de préparation des données sur le thon obèse) ou bien à la courbe de croissance de Richards ajustée aux données des otolithes. Enfin, le profilage des vraisemblances a été réalisé afin d'explorer pleinement les configurations du modèle et de décider sur d'éventuels cas de base.

Les détails de ces scénarios sont fournis dans le **Tableau 6**.

3.3 VPA

On a présenté au Groupe un modèle de VPA initial, basé sur le modèle de VPA de 2010 (Anon., 2011a), mais incorporant des données mises à jour et plusieurs formulations nouvelles. Les spécifications complètes du modèle se trouvent à l'**Appendice 4**. Le modèle a été exécuté à l'aide du logiciel VPA-2BOX et a utilisé les données actualisées de capture par âge spécifiées à la section 2 ainsi que les indices de CPUE spécifiés dans le **Tableau 7**, tel que convenu à la réunion de préparation des données. Les postulats biologiques utilisés pour le scénario du modèle étaient les suivants :

Un vecteur M de Lorenzen a été inclus, avec la référence $M = 0,2794$ dans les classes d'âge « entièrement sélectionnées » (1-15), (**Figure 17**). Le M de référence a été calculé par approximation au moyen d'un âge maximum de 15 ans et de la courbe de croissance d'Hallier *et al.* (2005). Pour les scénarios supplémentaires :

- Tous les F terminaux ont été estimés.
- Les CV des indices ont été augmentés à 0,4.
- Le ratio de F a été estimé en quatre blocs temporels.
- On a augmenté l'âge du groupe-plus jusqu'à 10 + et 13 +

Après examen des sorties du modèle initial, le Groupe a recommandé d'effectuer plusieurs modifications. Ces postulats des scénarios additionnels du modèle sont décrits dans le **Tableau 8**.

4. Résultats de l'état du stock

4.1 Modèles de production

La procédure pour rejeter les scénarios¹ se basait sur les diagnostics recommandés par le Groupe de préparation des données. Trois scénarios ont été choisis pour représenter l'état du stock et les tendances historiques, c'est-à-dire :

- **Scénario 1** : Indice palangrier des États-Unis (US).
- **Scénario 2** : Indice palangrier du Japon (Japon).
- **Scénario 3** : Fin de période palangrière du Taipei chinois (Taipei chinois fin).

Le Groupe a aussi sollicité une analyse de sensibilité pour quelques scénarios qui comprenaient plusieurs indices qui ont été choisis en fonction de leur corrélation (**Figure 18**) et corrélation croisée (**Figure 19**) :

- **Mult 1**: Taipei chinois - indices palangriers de début et de fin de période.
- **Mult 2**: Indices palangriers de fin de période pour le Taipei chinois et l'Uruguay.
- **Mult 3**: Japon, début de période pour l'Uruguay et palangre des États-Unis.

On a également examiné un autre scénario d'évaluation utilisant un indice composite créé à partir des CPUE standardisées (Tableau 10, rapport de la réunion de 2015 de préparation des données sur le thon obèse) en utilisant la même procédure que celle de la dernière évaluation du scénario de continuité.

La **Figure 20** montre l'indice composite utilisé en 2010 et celui créé en 2015, en utilisant la même procédure que celle de 2010, avec les indices de CPUE convenus pour ASPIC et décrits au Tableau 10 du rapport de la réunion de 2015 de préparation des données sur le thon obèse. Les résultats des ajustements d'ASPIC aux deux indices sont comparés dans la **Figure 21** et les estimations de la biomasse du stock et des taux de capture par rapport aux paramètres de la PME sont illustrées à la **Figure 22**, où l'évaluation de 2010 est projetée de 2010 à 2014 en utilisant les prises déclarées.

Les profils des sommes résiduelles des carrés ont été tracés pour vérifier qu'un minimum avait véritablement été trouvé. La **Figure 23** montre les profils pour la PME.

4.1.1 Analyses résiduelles

En général, les schémas dans les valeurs résiduelles des ajustements de la CPUE à l'abondance du stock pourraient indiquer une violation des postulats du modèle, qui à son tour, pourrait aboutir à des estimations biaisées des paramètres, des points de référence et des tendances des stocks. La **Figure 24** montre le diagramme de la CPUE observée par rapport aux valeurs ajustées pour les différents scénarios d'évaluation (la ligne bleue est une régression linéaire ajustée à des points et la ligne noire est la ligne $y = x$). Si l'indice est un bon indice approchant pour l'abondance des stocks, les deux lignes devraient coïncider. Les valeurs résiduelles sont ensuite tracées par rapport à l'année avec une fonction de lissage loess (**Figure 25**) pour indiquer des schémas systématiques susceptibles d'indiquer que l'indice est un mauvais indice approchant pour l'abondance du stock. En outre, les estimations de la variance obtenues via bootstrap postulent que les valeurs résiduelles sont

¹ Un développement possible, plausible, cohérent de façon interne mais pas nécessairement probable (Field, 2012).

identiquement et indépendamment distribuées (IID). La **Figure 26** montre un diagramme Quantile-quantile visant à comparer la distribution résiduelle avec la distribution normale. À la **Figure 27**, les valeurs résiduelles sont tracées par rapport à la valeur ajustée, afin de vérifier la relation de la variance. Il est postulé que les valeurs résiduelles ne sont pas autocorrélées, puisque d'importantes autocorrélations pourraient être dues à une augmentation de la capturabilité avec le temps ; ce qui peut entraîner une estimation plus optimiste de l'état actuel des stocks car toute baisse du stock est masquée par une hausse de capturabilité. À la **Figure 28**, les valeurs résiduelles sont tracées l'une par rapport à l'autre avec un décalage de 1 pour identifier l'autocorrélation. L'utilisation de plusieurs indices se traduit par une violation de tous les postulats susmentionnés.

Les **Figures 29 et 30** font apparaître la tendance prédite des stocks par indice pour les scénarios multiples, c'est-à-dire en échelonnant les observations par capturabilité. Cela contribue également à identifier les indices qui ne suivent pas correctement le stock.

4.1.2 Situation actuelle

Sur la base des diagnostics décrits ci-dessus, trois scénarios ASPIC utilisant des indices distincts de CPUE ont été sélectionnés pour fournir un avis sur l'état des stocks, les niveaux de biomasse et le taux de capture (**Figure 31**). Les résultats d'ASPIC montrent que la biomasse du stock a diminué depuis le début de la série temporelle dans les années 1950 avec une forte baisse, ce qui correspond à une forte augmentation de la mortalité par pêche et de la capture dans les années 1990 et un record de mortalité par pêche à la fin des années 1990. Depuis la fin des années 1990, les trajectoires de la biomasse et de la mortalité par pêche des trois scénarios sont différentes. Alors que la biomasse s'est accrue et que la mortalité par pêche a diminué dans le scénario 3, dans les scénarios 1 et 2 la biomasse a poursuivi sa baisse, chutant à un rythme plus faible, et la mortalité par pêche a dégagé une tendance généralement ascendante dans le scénario 2 (sauf les trois dernières années où elle a diminué) et elle était assez stable dans le scénario 1.

La **Figure 32** montre les trajectoires estimées par bootstrap des scénarios 1, 2 et 3 de la biomasse et du taux de capture par rapport aux paramètres de référence de la PME. Les trois montrent des trajectoires similaires de mortalité par pêche croissante et de biomasse décroissante vers la zone rouge du diagramme de Kobe ($F > F_{PME}$ et $B < B_{PME}$) jusqu'à la fin des années 1990, mais les scénarios 1 et 2 estiment qu'en moyenne le stock se trouve encore dans la zone rouge depuis 2000, tandis que le scénario 3 estime qu'un rétablissement vers la zone verte est apparent depuis le milieu des années 2000. La **Figure 33** montre les diagrammes de phase de Kobe par scénario. Les résultats fondés sur les trois cas suggèrent que l'état des stocks au cours de ces dernières années a varié en fonction des cas (le ratio B_{2014}/B_{PME} varie de 0,554 à 1,225 et le ratio F_{2014}/F_{PME} varie de 0,576 à 1,436, **Tableau 9**). Les diagrammes de phase combinés de trois cas sont présentés à la **Figure 34**. On estime que la PME se situe entre 66.030 t et 86.830 t (**Tableau 9**), ce qui est inférieur (scénario 1) et supérieur (scénarios 2 et 3) à la capture de 2014 (68.390 t).

4.2 Stock Synthèse

Le Groupe a choisi 12 configurations du modèle afin de formuler un avis sur l'état des stocks et un avis de gestion (**Tableau 10**).

Les résultats du modèle ont indiqué que la biomasse du stock reproducteur et le recrutement ont régulièrement diminué (**Figure 35**). Les données de CPUE utilisées pour ajuster le modèle tendent à indiquer que le stock est moins productif tandis que l'information contenue dans les données de taille et de taille par âge indique une plus grande productivité.

La **Figure 36** montre la biomasse relative et la mortalité par pêche estimées depuis 1950 pour tous les scénarios. Ces résultats montrent que la mortalité par pêche a augmenté régulièrement depuis le début de la série temporelle et a rapidement augmenté à la fin des années 1990, dépassant le niveau correspondant à F_{PME} dans la moitié des scénarios. Dans les années 2000, F a fluctué et a légèrement diminué, se trouvant en dessus ou en dessous de F_{PME} en fonction des scénarios étudiés. Le F a fortement augmenté à la fin des années 2000 quand $F > F_{PME}$ en 2011 pour tous les scénarios (a enregistré un chiffre record, soit le double que F_{PME} selon le scénario 51h7) et a diminué au cours des trois dernières années dans tous les scénarios. Dans sept scénarios sur 12, la mortalité par pêche est maintenue à des niveaux supérieurs à F_{PME} en 2014. En ce qui concerne la biomasse, celle-ci a diminué constamment depuis le début de la série temporelle et a chuté en-dessous des niveaux de B_{PME} à la fin des années 1990 ou 2000 en fonction du scénario. Depuis 2010, on estime que la biomasse est en-dessous du niveau de B_{PME} dans tous les scénarios. Les **Figures 37 et 38** montrent les diagrammes de phase de Kobe par scénario et incluent tous les scénarios dans un diagramme, respectivement.

Le **Tableau 11** présente la PME estimée et les paramètres liés à la PME pour tous les modèles.

4.3 VPA

Le scénario 21 montre les tendances comparables aux scénarios produits à l'aide de SS3 et du modèle de production excédentaire en ce qui concerne le stock et la capture par rapport aux paramètres de la PME. Toutefois, le Groupe a décidé de ne pas utiliser ce modèle pour fournir des informations sur l'état des stocks en raison des préoccupations exprimées en ce qui concerne le découpage des âges, la convergence du modèle et d'autres diagnostics problématiques du modèle.

Le scénario 21 indique que la mortalité par pêche estimée par la VPA a progressivement augmenté depuis 1975, avec un pic en 2004 (**Figure 39**). La mortalité par pêche est la plus élevée aux âges 0 et 1, avec un second pic à cinq ans, puis elle diminue aux âges plus avancés. On estime que le F-ratio est bien au-dessus de 1, ce qui indique que le modèle estime une vulnérabilité en forme de cloche.

Le modèle indique également une diminution de la biomasse du stock reproducteur depuis le milieu des années 1970, laquelle ne s'est pas rétablie malgré les récentes réductions de capture (**Figure 40**). On a postulé le recrutement moyen sur toute la série temporelle pour calculer les quantités des paramètres de référence ($F_{0,1}$ et $SSB_{F_{0,1}}$ ont été utilisés comme indices approchant de la PME) pour évaluer l'état du stock relatif pour la VPA (**Figure 40**). Les estimations par bootstrap de l'état des stocks indiquent que le stock est surexploité (**Figure 40**) et que stock ne fait pas actuellement l'objet de surpêche (médiane du bootstrap = 0,896 par opposition à la MLE = 0,925, **Tableau 12**). Il est à noter que le stock ne fait pas l'objet de surpêche parce que les trois dernières années du recrutement ont été remplacées par la moyenne à long terme. Si, en revanche, on utilisait les estimations brutes du recrutement obtenues par la VPA, les taux de mortalité par pêche se situeraient, selon les estimations, au-dessus de $F^{0,1}$. Une documentation plus complète sur le modèle est disponible à l'**Appendice 4**.

4.4 Synthèse des résultats de l'évaluation

Afin d'évaluer la solidité de la procédure utilisée pour formuler un avis en 2010, un nouvel indice composite a été créé en utilisant la même méthodologie et un scénario avec ASPIC a été exécuté avec une configuration similaire à celle employée en 2010 (que l'on appelle un cas de continuité) à l'aide des dernières données de capture allant jusqu'en 2014. Pour comparer les deux évaluations, l'évaluation de 2010 a été projetée (c.-à-d. en réalisant une simulation) en utilisant les données de capture de 2010 à 2014. Cela permet de comparer les changements survenus dans la perception du stock découlant uniquement de l'ajout ou de l'actualisation des jeux de données utilisés pour ajuster le modèle de production employé pour fournir le principal avis sur l'état des stocks en 2010. Ce nouveau scénario diffère uniquement de celui de 2010 en ce que les estimations de la capture contiennent des années de données additionnelles (2010-2015), et que l'indice combiné d'abondance a été estimé avec des indices qui ont été présentés/convenus pendant la réunion de préparation des données de 2015. De grandes différences sont apparues entre le scénario de continuité de 2015 et l'évaluation et la projection de 2010, lesquelles étaient dues à la grande différence existant entre les indices composites de 2010 et ceux de 2015. En outre, il s'est avéré difficile de recréer la série de CPUE combinée lorsque les CPUE des CPC ont été mises à jour d'une manière différente à celle de la dernière évaluation. Le fait d'utiliser des indices combinés, lorsque des indices individuels dégagent des tendances contradictoires, donnera lieu à des estimations de biomasse/capture moyennes/intermédiaires qui diffèrent de celles réalisées lors de l'ajustement aux indices individuels. Par conséquent, les indices devraient être évalués séparément ou conjointement dans l'évaluation des stocks à l'aide de diagnostic appropriés.

En 2015, pour maintenir la continuité avec la démarche utilisée pour élaborer l'avis précédent pour le thon obèse de l'Atlantique, les résultats des modèles de production en conditions de non équilibre ont été utilisés pour fournir des informations sur l'état de la ressource ; ceux-ci incluaient les scénarios 1, 2 et 3, qui se servaient d'indices de CPUE individuels différents. Ces résultats ont été complétés par les résultats d'un modèle d'évaluation des stocks statistique intégré (SS3), qui peut tenir compte des changements dans la sélectivité. Même si les modèles de VPA tiennent également compte des changements de sélectivité, étant donné que les résultats de la VPA étaient incertains en ce qui concerne la taille absolue du stock et qu'ils faisaient apparaître des problèmes de convergence, les résultats du modèle VPA n'ont pas servi à formuler l'avis de gestion.

La biomasse du stock estimée à partir des trois scénarios du modèle de production est en diminution depuis le début de la série temporelle dans les années 1950 (**Figure 31**). Parallèlement à une brusque hausse de la mortalité par pêche et des captures dans les années 1990 et à un record de mortalité par pêche à la fin des années 1990, la biomasse a dégagé une forte baisse au cours de la même période. Depuis la fin des années 1990, les

trajectoires de la biomasse et de la mortalité par pêche des trois scénarios sont différentes. Alors que la biomasse s'est accrue et que la mortalité par pêche a diminué dans le scénario 3, dans les scénarios 1 et 2 la biomasse a poursuivi sa baisse, chutant à un rythme plus faible, et la mortalité par pêche a dégagé une tendance généralement ascendante dans le scénario 2 (sauf les trois dernières années où elle a diminué) et elle était assez stable dans le scénario 1. Les trois scénarios montrent des trajectoires similaires de F croissant et de B décroissante vers la zone rouge du diagramme de Kobe ($F > F_{PME}$ et $B < B_{PME}$) jusqu'à la fin des années 1990, mais les scénarios 1 et 2 estiment qu'en moyenne le stock se trouve encore dans la zone rouge depuis 2000, tandis que le scénario 3 estime qu'un rétablissement vers la zone verte est apparent depuis le milieu des années 2000 (**Figure 32**). La PME actuellement estimée à l'aide des trois scénarios du modèle de production fluctue entre 66.030 t et 86.830 t.

Le modèle intégré, SS3, a été exécuté avec 12 configurations différentes pour caractériser l'incertitude dans les paramètres du modèle. Les résultats du modèle SS3 indiquent que la mortalité a augmenté régulièrement depuis le début de la pêcherie, qu'elle s'est rapidement amplifiée à la fin des années 1990, fluctuant autour du niveau correspondant à F_{PME} dans les années 2000, puis qu'elle s'est brusquement intensifiée à la fin des années 2000 où $F > F_{PME}$ en 2011 et qu'elle a ensuite chuté au cours des trois dernières années même si elle a été maintenue à des niveaux supérieurs à F_{PME} dans sept des 12 scénarios. En ce qui concerne la biomasse, celle-ci a constamment diminué depuis le début de la série temporelle et a chuté et est demeurée en dessous des niveaux de B_{PME} depuis 2010. La PME actuellement estimée à l'aide des 12 scénarios du modèle SS fluctue entre 80.889 t et 102.268 t.

La plupart des scénarios SS donnent une opinion similaire par rapport aux scénarios ASPIC en ce qui concerne l'évolution historique des tendances relatives de la biomasse et de la mortalité par pêche. Les deux modèles d'évaluation (ASPIC et SS3) suggèrent que la biomasse a diminué au cours de la période étudiée, à l'exception du scénario 3 d'ASPIC où l'on observe un rétablissement depuis 2005. En ce qui concerne la mortalité par pêche, les deux modèles d'évaluation montrent que F a brusquement augmenté à la fin des années 90, qu'il a ensuite fluctué pour atteindre un niveau similaire à celui de la fin des années 1990 en 2004/2005 et qu'il s'est à nouveau intensifié en 2011 pour chuter au cours des trois dernières années. La gamme des valeurs de la PME estimées par SS3 est cependant plus grande que celles estimées par ASPIC.

5. Projections

La Résolution 13-10 adoptée par la Commission fournit des instructions détaillées sur l'information qui devrait être incluse dans la matrice de stratégie de Kobe. En 2010, le Groupe de travail sur les méthodes d'évaluation (Anon., 2011b) a formulé des recommandations supplémentaires visant à faciliter la construction et l'interprétation de la matrice de stratégie de Kobe II (p.ex. directives pour l'application, spécifications concernant les méthodes de projection et recommandations pour l'élaboration des matrices de Kobe). Le Groupe a donc basé les perspectives suivantes pour le thon obèse de l'Atlantique sur les projections et la matrice de stratégie de Kobe.

Compte tenu de l'incertitude quantifiée dans l'évaluation de 2015, les perspectives pour le thon obèse sont présentées aux **Tableaux 13** et **14** et aux **Figures 41** et **42** qui fournissent une caractérisation des perspectives du stock d'atteindre le quadrant vert du diagramme de Kobe ou de s'y maintenir pour différents niveaux de mortalité par pêche et de prise constante future. Les tableaux et les figures se fondent sur les 500 simulations par bootstrap réalisées pour chacun des trois scénarios d'évaluation d'ASPIC, auxquels on a accordé la même importance. Les projections de F ont été réalisées pour les multiplicateurs sur la dernière année F .

ASPIC

Les estimations de stocks soumises au bootstrap d'ASPIC (500 simulations) ont été projetées pendant 15 ans (voir section 4.1) pour les trois scénarios. En 2015, la prise a été établie comme étant la prise déclarée en 2014 (68.390 t) et par la suite (2016-2035) le stock a été projeté avec des TAC de 0 et de 40.000 t à 100.000 t à intervalles de 10.000. Des projections basées sur des scénarios de F constant ont également été réalisées, i.e. pour un multiplicateur sur la dernière année des F de 0 à 1,5 à des intervalles de 0,15. Les résultats des projections de capture constante dans la biomasse du stock et le taux de capture sont illustrés dans les **Figures 43** et **44** et par rapport aux paramètres de la PME dans les **Figures 45** et **46** pour la biomasse et les taux de capture, respectivement. La médiane des estimations des projections a montré que le stock devrait se rétablir dans le laps de temps projeté si la prise constante future des scénarios 1 et 2 (utilisant les indices de CPUE palangrière du Japon et des États-Unis, respectivement) est inférieure à 65.000 t (un niveau similaire de la gamme inférieure de la PME estimée à 66.000 t par ASPIC), et si le F constant (par rapport au F récent) de chaque cas se situait

autour de 75 % (**Figure 47**). Pour le scénario 3, les projections indiquent que le stock sera maintenu dans le quadrant vert du diagramme de Kobe ($B > B_{PME}$ et $F < F_{PME}$) avec des captures de 90.000 t et un F aux niveaux actuels.

Les projections aux niveaux actuels de capture (~ 65.000 t) indiquent que le stock a une probabilité de 47 % de rétablissement avant la fin de la période de projection (2028). La probabilité de rétablissement du stock avec le niveau actuel du TAC (85.000 t) avant la fin de la période projetée tournerait autour de 32 %. De plus grandes probabilités de rétablissement nécessitent des délais plus longs et/ou de plus fortes réductions des captures actuelles. À titre d'exemple, le rétablissement serait atteint avec 75% de probabilité d'ici à 2028 avec une prise constante de 50.000 t (**Tableau 13**).

SS3

Faute de temps, aucune projection n'a été effectuée. Cependant, les données d'entrée et les spécifications des projections ont été discutées et le Groupe a décidé d'exécuter des projections stochastiques à l'aide de 12 scénarios convenus lors de la réunion qui englobent l'incertitude structurelle de l'évaluation actuelle de SS3.

6. Recommandations

6.1 Recherche et statistiques

- Les données brutes de taille de l'échantillonnage des senneurs européens de 1980 à 2014, telles que requises par le SCRS, ont été en partie fournies à l'ICCAT puisque tous les échantillons de taille français de la Tâche II (toutes espèces) à partir de 1980 ont été soumis. Ainsi, le Groupe recommande que les données brutes de taille d'autres programmes d'échantillonnage de senneurs soient fournies à l'ICCAT.
- Le Groupe recommande de fournir des estimations de la variance du poids par taille estimé pour les relations présentées lors de la réunion, afin d'envisager d'actualiser la relation poids-taille actuellement utilisée par l'ICCAT.
- Notant que la CPUE des juvéniles capturés sous DCP par les senneurs, une fois standardisée, peut être utilisée comme un indicateur de l'indice de recrutement dans les modèles d'évaluation des stocks, le Groupe recommande que l'indice de la CPUE standardisée pour les juvéniles d'albacore et de thon obèse capturés par les flottilles européennes de senneurs soit estimé et soumis à la prochaine réunion du Groupe d'espèces sur les thonidés tropicaux (p. ex. la réunion de préparation des données sur l'albacore) avant la prochaine série d'évaluations des stocks de thonidés tropicaux.
- Le Groupe a noté que le changement dans la composition par taille des prises des flottilles palangrières du Taipei chinois aux alentours de 2005, faisant apparaître de plus grands poissons à partir de cette période, pourrait être lié à des changements dans la stratégie de pêche dus à l'introduction du contrôle et de la surveillance dans les réglementations internes. Le Groupe recommande que les fréquences de taille du Taipei chinois soient revues en ce qui concerne d'éventuels changements dans les stratégies d'échantillonnage dus aux réglementations internes.
- Le Groupe a examiné et comparé la prise par taille mise à jour du thon obèse fournie par le Japon et le jeu de données dont dispose actuellement le Secrétariat. Des différences ont été constatées entre les distributions de fréquence des tailles par année et le nombre total estimé de poissons capturés par an. Si l'on compare les débarquements estimés à la Tâche I déclarée, des différences significatives sont également apparues pour quelques années. Le Groupe demande au Japon de revoir ces différences et de déclarer au Groupe les raisons expliquant ces différences, en indiquant quelles seront les meilleures estimations scientifiques de la prise totale.
- La mortalité naturelle par âge a été identifiée comme étant l'un des paramètres les plus importants dans les évaluations des stocks de thonidés. Même si le Groupe a considéré que la forme logistique du vecteur M de Lorenzen utilisé dans les modèles d'évaluation était réaliste, il conviendrait de mener de nouveaux travaux visant à estimer les autres vecteurs de la mortalité naturelle à l'âge. Ces estimations alternatives de mortalité naturelle devraient couvrir par exemple : (i) la comparaison aux valeurs de M utilisées dans d'autres ORGP thonières, (ii) M estimé par d'autres méthodes, (iii) indications à partir des données de marquage de la CTOI et de l'Atlantique par l'intermédiaire du programme AOTTP. Par conséquent, le Groupe recommande d'analyser différents vecteurs de M comme une analyse de sensibilité dans les prochaines évaluations de stocks de thon obèse.

- L'analyse statistique des données des livres de bord et des échantillonnages des senneurs de l'UE (et de la flottille des pavillons associés) devrait être réalisée par les scientifiques de l'UE afin d'examiner la méthodologie actuelle pour estimer les captures et les tailles par espèce de la flottille de senneurs. Cette étude devrait se concentrer sur les points suivants, classés par ordre de priorité: (1) la révision et l'identification des meilleures strates spatiotemporelles devant être utilisées dans le traitement des données et (2) la révision des critères de base devant être utilisés dans un système amélioré de traitement des données (p. ex. concernant les niveaux minimaux des échantillons utilisés, le taux d'échantillonnage et le nombre de poissons mesurés et, si nécessaire, les règles utilisées dans la substitution des strates).
- Le Groupe recommande de poursuivre la récupération des statistiques des pêcheries d'Angola, notamment des pêcheries de thonidés tropicaux. Le Groupe appuie les efforts déployés par le Secrétariat et le programme JCAP en vue de continuer à travailler avec les scientifiques angolais et les CPC participant à la capture des thonidés tropicaux au sein de la ZEE angolaise (flottilles étrangères) afin de confirmer le niveau des captures et si celles-ci ont été déclarées à l'ICCAT, ou si cela n'a pas encore été fait. Le Groupe a demandé qu'un rapport soit présenté à la prochaine réunion du Groupe d'espèces à des fins d'examen.
- Le Groupe s'est interrogé sur la qualité des statistiques halieutiques (Tâches I et II) transmises au Secrétariat par les différentes CPC. Un formulaire a été préparé et sera circulé aux principales CPC de capture, afin de leur demander de soumettre des détails sur leurs programmes d'échantillonnage et de collecte de données ainsi que sur les protocoles aux fins de l'estimation des statistiques halieutiques dans d'autres groupes d'espèces de l'ICCAT. Il a été recommandé qu'un formulaire similaire soit proposé pour les pêcheries de thonidés tropicaux, afin de fournir au Groupe des informations pouvant être utilisées pour évaluer la qualité des données des pêcheries soumises.
- Dans le plan global d'amélioration des statistiques du Ghana, en 2014, le SCRS a recommandé de développer et d'appliquer le logiciel nécessaire au traitement des statistiques du Ghana. À sa réunion annuelle de 2014, la Commission a estimé que cette activité pouvait être financée par d'autres sources (p. ex. JCAP) et ne l'a pas incluse dans la liste des activités que la Commission a par la suite approuvées. Le budget estimé du JCAP pour 2015 ne sera pas en mesure de couvrir le coût total de ce projet. Le Groupe recommande donc que le Secrétariat cherche des financements alternatifs pour mener à bien cette activité.
- Faute de données sur la biologie reproductive du thon obèse et en raison de l'importance que revêtent ces données dans tous les modèles d'évaluation des stocks, le Groupe a recommandé, à titre prioritaire, de réaliser dès que possible des études sur la biologie reproductive (maturité, fécondité, etc.).
- Le Groupe recommande la collecte systématique des observations directes de la taille par âge afin qu'elles soient utilisées dans les modèles intégrés et à des fins d'estimation de la croissance. Cela pourrait être réalisé au moyen de lectures directes d'otolithes ou d'autres méthodes de détermination directe de l'âge parallèlement avec des informations sur la croissance issues du marquage.
- Le Groupe recommande aux CPC de participer au financement afin d'atteindre les 20 % nécessaires au co-financement de l'AOTTP.

7. Autres questions

7.1 Révision des premières étapes de l'AOTTP

Le Secrétariat a informé le Groupe des progrès réalisés dans le Programme de marquage des thonidés tropicaux dans l'océan Atlantique (AOTTP). Le contrat entre l'Union européenne et l'ICCAT a été récemment signé une fois que l'ICCAT a accepté d'engager des fonds (capital), conformément aux exigences des normes de financement établies par l'UE. Le contrat signé a une durée de cinq ans avec la possibilité d'une prolongation de 18 mois pour l'analyse des données.

Le Secrétariat a élaboré les exigences pour le recrutement des membres les plus urgents de l'équipe de l'AOTTP. L'avis de vacance pour les trois premiers postes à durée déterminée au Secrétariat de l'ICCAT (coordinateur du Programme ; agent administratif et financier ; et comptable) a été publié le 30 juin et la date limite pour le dépôt des candidatures a été fixée au 4 septembre 2015. Le Groupe a été informé que selon les termes du contrat, quatre postes supplémentaires à durée déterminée pourraient être créés au cours de la période de mise en œuvre

du Programme (coordonnateur adjoint ; coordonnateur de la publicité et des récupérations de marques ; et deux assistants chargés de la saisie des données). Il est prévu que les trois postes initiaux soient pourvus au moment de la réunion annuelle de 2015 du SCRS. Avant la fin de 2015, commencera le processus d'embauche des autres membres de l'équipe. Le programme actuel prévoit de commencer le marquage des poissons au cours du premier semestre de 2016.

Le Groupe a appris que le Taipei chinois et les États-Unis s'étaient déjà engagés à cofinancer €25.000 et \$30.000, respectivement. En outre, le Brésil a récemment manifesté son intérêt en faveur d'un cofinancement supplémentaire (€ 30.000). Au cours de la récente réunion du Groupe de travail chargé d'amender la Convention, les Présidents de la Commission et du STACFAD ont convenu que le Secrétariat pourrait faire usage du Fonds de roulement pour le cofinancement du Programme, mais cette décision sera examinée plus exhaustivement à la prochaine réunion de la Commission en novembre 2015. Le Président du SCRS a encouragé les participants à travailler avec leurs délégations afin de rechercher les fonds nécessaires et il a souligné l'importance de ce projet pour les travaux du Groupe d'espèces sur les thonidés tropicaux.

Le Groupe a brièvement discuté de la possible composition du comité directeur de l'AOTTP, soulignant la nécessité d'une expertise équilibrée, de la représentativité géographique et de l'efficacité au sein du comité directeur. Le Groupe a également souligné l'importance que le membre externe n'ait aucune relation actuelle ou récente avec l'ICCAT. La participation du membre externe peut fournir un avis indépendant pour appuyer des décisions et apporter l'expertise qu'il a acquise dans des pêcheries non thonières. Le Groupe a reconnu que pour maintenir l'efficacité du comité directeur, des règles claires de procédure devront être établies pour définir les responsabilités de chaque membre du comité et du coordonnateur du programme AOTTP.

Enfin, le Groupe a examiné les possibilités exceptionnelles qu'offre l'AOTTP aux chercheurs qui s'intéressent aux thonidés tropicaux, ce programme représentant une chance unique de réaliser d'autres projets susceptibles de compléter et de tirer parti de l'AOTTP comme une plate-forme visant à l'amélioration de la collecte des données et du prélèvement d'échantillons, destiné à combler les lacunes actuelles sur les aspects liés à la biologie et aux pêcheries de thonidés tropicaux. Toutefois, le Groupe a souligné que ces efforts doivent être coordonnés, pour s'assurer qu'ils ne compromettent pas les objectifs de l'AOTTP.

7.2 Définition de la procédure visant à actualiser l'analyse des effets du moratoire actuel sur les DCP

Le paragraphe 26 de la Rec. 14-01 de l'ICCAT prévoit que le SCRS doit analyser en 2015 l'efficacité de la fermeture spatio-temporelle visée au paragraphe 24 destinée à réduire les prises des juvéniles de thon obèse, d'albacore et de listao. Le Groupe a examiné l'approche possible pour mettre à jour l'analyse précédente des effets du moratoire sur les DCP afin de répondre à cette demande de la Commission. Le Groupe a noté que les modèles d'évaluation des stocks exécutés lors de l'évaluation sur le thon obèse ne permettent pas de répondre complètement à cette question parce que le moratoire a été mis en place en 2013 et qu'il sera difficile de décrire n'importe quel effet par le biais de modèles d'évaluation des stocks sans disposer d'années supplémentaires de données. Toutefois, il a été convenu que les éventuels changements de modes d'exploitation ainsi que de tendances dans les captures de juvéniles de thon obèse et d'albacore avant et après la mise en œuvre du moratoire pourraient être examinés pour répondre à cette question. Le Groupe a également souligné qu'il serait difficile d'associer quelconque changement au moratoire, étant donné que celui-ci n'avait été mis en place qu'en 2013. Le Groupe a recommandé qu'un petit groupe *ad hoc* de participants travaille entre les sessions afin de mettre à jour et d'approfondir l'analyse qui a été élaborée et présentée au SCRS en 2014.

8. Adoption du rapport et clôture

En raison du temps limité, le Groupe n'a examiné et adopté que les points 1 à 3 et partiellement les points 4 et 5 pendant la réunion. Le reste du rapport a été adopté par correspondance. Le Dr Murua a remercié le Secrétariat et les participants pour le travail intense accompli. La réunion a été levée.

Références

- Anon. 2011a. Report of the 2010 ICCAT Bigeye Tuna Stock Assessment Meeting. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(1): 1-186.
- Anon. 2011b. Report of the 2010 ICCAT Working Group on Stock Assessment Methods (Madrid, Spain, April 21 to 23, 2010). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(3): 1276-1340.
- Delgado de Molina A., Ariz J., Murua H. and Santana J.C. 2015. Spanish Fish Aggregating Device Management Plan. Preliminary data. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71(1): 515-524.
- Floch L. *et al.*, 2014. Statistics of the French purse seine fishing fleet targeting tropical tunas in the Atlantic Ocean (1991-2012). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 70(6): 2669-2692.
- Hallier J.P., Stequert B., Maury O., Bard F.X. 2005. Growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Eastern Atlantic Ocean from tagging-recapture data and otolith reading. ICCAT Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 57(1): 181-194.
- Maunder, M. N. 2003. Is it time to discard the Schaefer model from the stock assessment scientist's toolbox? Fisheries Research, 61: 145-149.
- Parks W., Bard F.X., Cayré P., Kume S., Santos Guerra A. 1982. Length-weight relationships for bigeye tuna captured in the Eastern Atlantic Ocean. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 17(1): 214-225.
- Lopez, J., Moreno G., Sancristobal I., Murua H. 2014. Evolution and current state of the technology of echosounder buoys used by Spanish tropical tuna purse seiners in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans. Fisheries Research 155(0): 127-137.

**INFORME DE LA REUNIÓN ICCAT DE 2015 DE
EVALUACIÓN DEL STOCK DE PATUDO**
(Madrid, España, 13-17 de 2015)

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

La reunión se celebró en la Secretaría de ICCAT, en Madrid, del 13 al 17 de julio de 2015. El Sr. Driss Meski, Secretario Ejecutivo de ICCAT, inauguró la reunión y dio la bienvenida a los participantes ("El Grupo"). El Sr. Driss Meski informó al Grupo de que recientemente ICCAT y la Unión Europea habían firmado un contrato relacionado con el Programa de marcado de túnidos tropicales del océano Atlántico (AOTTP) y de que se había recibido un primer pago. También informó de que la Secretaría había anunciado la creación de tres puestos fijos en la Secretaría (Coordinador del programa, Responsable administrativo y financiero y contable), e indicó que los resultados se comunicarán en la próxima reunión del SCRS:

El Dr. Hilario Murua (UE-España), presidente de la reunión, dio la bienvenida a los participantes y agradeció a la Secretaría que hubiera acogido la reunión y se hubiese encargado de todas las disposiciones logísticas. El Dr. Murua 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>
Sección 1:	Miguel Neves dos Santos
Sección 2.1	Rodrigo Forsello
Sección 2.2	Mauricio Ortiz
Sección 2.3	Mauricio Ortiz y Craig Brown
Sección 2.4	Daniel Gaertner
Sección 3.1	Paul de Bruyn and Gorka Merino
Sección 3.2	Paul de Bruyn, Gorka Merino y Michael Schirripa
Sección 3.3	Paul de Bruyn, Gorka Merino y John Walter
Sección 3.4	Paul de Bruyn y Gorka Merino
Sección 4.1	Laurence Kell y Gorka Merino
Sección 4.2	Laurence Kell, Gorka Merino y Michael Schirripa
Sección 4.3	Laurence Kell, Gorka Merino y John Walter
Sección 4.4	Laurence Kell y Gorka Merino
Sección 4.5	Laurence Kell, Paul de Bruyn e Hilario Murua
Sección 5.	Laurence Kell, David Die e Hilario Murua
Sección 6:	Miguel Neves dos Santos, David Die e Hilario Murua
Sección 7,1	D. Die
Secciones 7.2 y 8	Hilario Murua

2. Resumen de los datos disponibles para la evaluación

2.1 Biología

El documento SCRS/2015/138 presentaba relaciones talla-peso para el patudo en el Atlántico nordeste. El estudio se basaba en la longitud a la horquilla (FL en cm) y en el peso en vivo (RW en kg) de 1.501 ejemplares desembarcados entre 2007 y 2014. La gama de tallas (61-194 cm) estudiada representa las tallas más frecuentemente observadas en las capturas de patudo. Se comprobaron los ajustes lineales y no lineales para la relación $RW = a * FL^b$ y se compararon entre sí.

$$\text{Ecuación de ajuste lineal: } RW = 5,29919E^{-05} * FL^{2,8211264}$$

$$\text{Ecuación de ajuste no lineal: } RW = 6,0568E^{-05} * FL^{2,79379}$$

El ajuste de la ecuación no lineal a los datos fue ligeramente mejor que el ajuste de la ecuación lineal, especialmente en el caso de los grandes ejemplares que están escasamente representados en la muestra y que son menos frecuentes en la captura. Sin embargo, las diferencias entre los resultados obtenidos con cada ecuación son pequeñas, con un incremento de un 0,2% en el peso medio al utilizar el ajuste no lineal. Se compararon ambas ecuaciones con la relación publicada por Parks *et al.* (1982) actualmente utilizada por ICCAT, detectándose ligeras diferencias entre las tres ecuaciones.

El documento presenta una revisión extensiva de las relaciones talla-peso para el patudo en los océanos Atlántico, Pacífico e Índico. Sin embargo, no se presentaron comparaciones entre las relaciones, ya que muchas se realizaron utilizando morfométricas diferentes. Además, las nuevas relaciones presentadas para el Atlántico noreste no son comparables con la nueva información para el Atlántico suroccidental presentada en el SCRS/2015/096 durante la reunión de preparación de datos sobre patudo de 2015, ya que se utilizaron diferentes tipos de peso (a saber, peso en vivo versus peso eviscerado)

Durante la presentación y debate del documento se recomendó utilizar un ajuste no lineal en vez de un ajuste lineal, ya que este tipo de regresiones se realizan mejor con este tipo de datos.

En las Tablas 1 y 2 del informe de la reunión ICCAT de 2015 de preparación de datos sobre el patudo (SCRS/2015/011) se puede consultar una compilación de información histórica y nueva sobre biología y factores de conversión que pueden utilizarse para la evaluación.

2.2 Estimaciones de captura, esfuerzo, talla y CAS/CAA

2.2.1 Estimaciones de captura

La Secretaría presentó una actualización de las series de captura nominal de patudo de Tarea I (T1NC) para el periodo 1950 a 2014. Se han incluido los cambios realizados desde la reunión de preparación de datos sobre patudo (cifras nuevas y/o revisadas comunicadas por las CPC antes del 2 de julio de 2015). Se previó una actualización de las estadísticas de las pesquerías de patudo de Ghana tras las recomendaciones y directrices formuladas durante la reunión de preparación de datos sobre el patudo. Estas estimaciones se facilitaron al inicio de la reunión (SCRS/2015/139). Justo antes de la reunión se recibieron también informes de captura de patudo de 2014 de Brasil y Venezuela. Las capturas comunicadas por Brasil en 2014 se situaron en 3.475 t, mientras que las capturas de Venezuela fueron inusualmente elevadas (29.000 t) y se situaron muy por encima de los valores históricos. El Grupo debatió la cuestión de que las estimaciones de T1NC de Brasil eran las más elevadas de las series temporales de captura de Brasil y que la mayor parte de la captura procedía de la liña de mano, lo que suele ser muy poco usual para las capturas de patudo. El Grupo recomendó que para fines de evaluación se continué traspasando las estimaciones de T1NC para Brasil y Venezuela procedentes de la reunión de preparación de datos. El Grupo solicitó a la Secretaría que confirmase la validez de los datos presentados con los corresponsales estadísticos de Brasil y Venezuela.

En el documento SCRS/2015/139 se presentan los detalles de la estimación de las estadísticas de captura BB y PS de Ghana para 2006-2013. Tras las recomendaciones de la reunión de preparación de datos, se prepararon las estimaciones de captura de patudo de Ghana (T1NC) para dos componentes de la flota. Se utilizaron los datos de muestreo de la composición por especies de UE-PS para estimar la composición de captura por especies (CAS) para el componente P de la flota. Se utilizaron los datos de muestreo de Ghana para obtener la composición de capturas para el componente A de la flota. El Grupo llegó a la conclusión de que las estimaciones presentadas para Tarea I eran más robustas, y recomendó que se incluyeran para la evaluación. Sin embargo, no se aceptaron los datos de talla y captura y esfuerzo de Tarea II, ya que requerían trabajos y análisis adicionales. Durante los debates, se constató lo siguiente: a) todavía hay un número limitado de cuadernos de pesca para la flota P, así como un muestreo de composición/talla limitado para las capturas de esta flota; b) también existe cierta preocupación con respecto a la distribución espacial del esfuerzo pesquero para la flota P. El Grupo constató la importancia de que prosiga la colaboración entre los científicos de Ghana y de la UE para garantizar la implementación de los protocolos de muestreo y estimación establecidos, y resaltó el objetivo a largo plazo de mejorar la capacidad de Ghana de realizar dicho trabajo.

En resumen, el Grupo recomendó que se actualice la T1NC, lo que incluye la captura de patudo de Ghana, presentada en el documento SCRS/2015/139, asumiendo que estas estimaciones representan tanto las capturas PS como BB. Para las capturas de Ghana en 2014, el Grupo decidió traspasar la estimación de captura de 2013. Por tanto, se actualizó la T1NC para todos los modelos de evaluación. En el caso del VPA, dado que no se disponía de CAS para las nuevas estimaciones de Ghana, el Grupo recomendó que se actualice la CAA

asumiendo la misma distribución de edad de la anterior versión CAA presentada por la Secretaría, y ajustando el rendimiento por edad utilizando los pesos medios por edad de tal modo que la captura total coincida con la Tarea I actualizada.

Los datos de entrada finales de las estimaciones TINC (tanto comunicadas como estimadas por el Grupo) se presentan en la **Tabla 1**. En la **Figura 1** se muestran la serie de captura de Tarea I acumulativa (1950 a 2014). Las mejores estimaciones de las extracciones totales de patudo para 2014 fueron 68.390 t. La captura en 2013 y 2014 sigue la tendencia decreciente cuando se compara con las capturas de 2011, que se situaron por encima de 80.000 t. Las capturas totales de patudo se han situado por debajo del TAC desde 2005, con la excepción del año 2011. En la **Figura 2** se muestra la distribución espacial de la captura por zonas definida para el modelo de síntesis del stock (SS3).

2.2.2 Datos sobre tallas

En el documento SCRS/2015/121 se presentaba un análisis de los datos de frecuencias de tallas y se proponían entradas de datos de tallas para el modelo Stock Shynthesis. En general, hay un número suficiente de muestras de talla para BET, en particular desde 2004, en parte debido al gran número de mediciones de talla de las flotas de palangre de Taipei Chino que cubren prácticamente el 100% de su captura. Las proporciones de muestreo de tallas por artes principales (PS, LL y BB) comparadas con la proporción de capturas por arte, indicaron que puede mejorarse el muestreo de talla para la flota PS. También se indicó durante la discusión que los datos de talla disponibles y utilizados en el análisis SS3 eran limitados para la flotas PS y BB de la UE y asociadas. Sólo se dispuso del 25% de las muestras originales para el periodo 1980-2014. Los datos de frecuencias de tallas se agregaron por año, trimestre e ID de pesquería (15 pesquerías descritas en la **Tabla 2**), tal y como se definieron en la reunión de preparación de datos para los modelos SS3. Los indicadores estadísticos sugieren que el número mínimo de muestras de talla que se tienen que utilizar debería ser 200, sin embargo, debido al escaso muestreo en los primeros años el número mínimo de muestras se estableció en 50. Las observaciones de frecuencias de tallas para las ID de pesquerías 2 y 7 son muy limitadas y se recomendó vincular las frecuencia de tallas de estas pesquerías con las frecuencias de tallas de otros artes/flotas similares.

Las tendencias de la talla media por ID de pesquería muestra un aumento en los últimos años sobre todo para algunas flotas de palangre (**Figura 3**). La talla media estimada a partir de la CAS de Taipei Chino coincide con las tendencias en la talla media de los datos de talla de Tarea II comunicados de Taipei Chino, lo que es coherente con los datos CAS que se estimaron utilizando los mismos datos de talla comunicados en Tarea II. Sin embargo, el abrupto cambio en la composición por talla del patudo entre los años anteriores a 2005 y los años posteriores a 2006, que podría ser el mismo caso para el rabil de la flota de Taipei Chino, justifica que se siga explorando esta cuestión.

La Secretaría presentó una visión general de la CAS y la CAA para el patudo durante el periodo 1975-2014 (**Figuras 4 y 5**). En general, la CAS se actualizó siguiendo las recomendaciones de la reunión de preparación de datos, sin incluir las estimaciones recientes de las estadísticas de captura de Ghana, ya que no estaban disponibles cuando se realizó el trabajo (véase arriba). La CAS se convirtió a CAA con los mismos algoritmos utilizados en la última evaluación (Anon., 2011a). En resumen, la CAA se estimó "cortando" los datos de talla mediante la inversión del actual modelo de crecimiento de von Bertalanffy para el patudo del Atlántico (Hallier *et al.*, 2005), por estrato año-trimestre. Durante la reunión, la matriz CAA se actualizó para reflejar las estadísticas revisadas de Ghana adoptadas por el Grupo. La comparación con la matriz CAA de 2010 mostraba algunas diferencias en la distribución por edad. Estas diferencias se debieron en parte a cambios en la CAS presentados por algunas CPC desde la última evaluación. La matriz CAA resultante se muestra en la **Figura 5** y en la **Tabla 3**. La proporción de las edades 0 y 1 en la captura total comenzó a incrementarse en el tiempo y en 2014 respondió del 86% de la captura en número y del 26% de la captura en peso.

2.3 Estimaciones de abundancia relativa

Durante la reunión de preparación de datos de patudo de 2015, se presentaron varios índices de abundancia relativa alternativos. En dicha reunión, el Grupo revisó la idoneidad de dichas estimaciones para su utilización como índices de abundancia relativa en los diferentes modelos de evaluación de stock. En algunos casos, el Grupo recomendó que se realizasen algunas modificaciones o análisis adicionales antes de la sesión de evaluación de stock de patudo. El Grupo solicitó el desarrollo de índices de abundancia que utilicen los datos de captura y esfuerzo de cerco para su utilización potencial en ensayos de sensibilidad.

En el documento SCRS/2015/105 se presentan los índices de CPUE obtenidos utilizando los datos detallados de los cuadernos de pesca diarios de la pesquería de cerco de la UE para el periodo 1991 a 2014, aplicando modelos mixtos y fijos lineales generalizados. Se presentaron los resultados de la tasa de captura estandarizada estacional (año-trimestre). Las variables explicativas utilizadas en el análisis incluían, año, zona, trimestre, capacidad de captura, país, fecha de inicio del buque. No se desarrollaron los índices anuales de abundancia, los cuales se habrían requerido para su consideración en el modelo VPA. El Grupo no pudo evaluar exhaustivamente los índices presentados, ya que consideró que la descripción de las metodologías aplicadas y los diagnósticos mostrados eran a veces poco claros o estaban incompletos. El Grupo recomendó que el autor abordara estos problemas en una revisión subsiguiente del documento SCRS/2015/105 que podría revisarse en la reunión anual del Grupo de especies de túnidos tropicales de 2015. El Grupo no adoptó los índices del documento SCRS/2015/105 para su utilización en los análisis realizados durante la reunión de evaluación. El Grupo considera que avanzar en este trabajo para alcanzar el objetivo a largo plazo de desarrollo de índices de abundancia para patudo juvenil reviste la mayor importancia.

2.4 Indicadores de la pesquería

En el océano Atlántico el patudo ha sido explotado por tres artes principales: palangre, cebo vivo y cerco. Muchos países contribuyen a la captura total e ICCAT tiene datos detallados sobre la pesquería para este stock desde los años cincuenta. Aunque el patudo es ahora una especie objetivo primordial para algunas de las pesquerías de palangre y cebo vivo, esta especie ha tenido siempre una importancia secundaria para las demás pesquerías de superficie. Los desembarques en peso para el periodo 2010-2014 representan el 48%, el 15% y el 37% para los palangreros, barcos de cebo vivo y cerqueros, respectivamente.

La captura total anual de Tarea I (**Tabla 1**) aumentó hasta mediados de los setenta, alcanzando las 60.000 t, y fluctuó durante los 15 años siguientes. En 1991, la captura superó las 97.000 t y continuó aumentando, llegando a alcanzar un máximo histórico de aproximadamente 135.000 t en 1994. La captura declarada y estimada ha ido descendiendo desde entonces, situándose por debajo de 100.000 t en 2001. Este descenso gradual en la captura ha continuado, aunque con algunas fluctuaciones de un año a otro (**Figura 1**). La estimación preliminar para 2014 se sitúa en 68.390 t. Estas reducciones en la captura están relacionadas con descensos en el tamaño de la flota pesquera (palangre), así como con el descenso de la CPUE (palangre y cebo vivo). Las series de captura de las pesquerías situadas en los límites de la distribución espacial del patudo o en zonas muy locales podrían ser indicadores para detectar cambios en la abundancia. Las series de captura de patudo para la pesquería periférica de pequeños barcos de cebo vivo en Azores muestra fuertes variaciones interanuales pero sin una tendencia específica, excepto las muy bajas capturas registradas en los años 2000 (**Figura 6**). La captura de patudo en Madeira e Islas Canarias es estable, pero en niveles más bajos que en los noventa, o incluso presenta descensos tal y como reflejan los barcos de cebo vivo que operan desde Dakar (**Figura 6**). El número de cerqueros activos experimentó un descenso de más de la mitad desde 1994 hasta 2006, pero se ha incrementado desde 2007, ya que algunos cerqueros procedentes del océano Índico han regresado al Atlántico. El número de cerqueros de la flota europea y asociada que operó en el periodo 2009-2013 fue similar al número observado en el periodo 2003-2004, pero la capacidad de transporte se incrementó en un 20%.

Durante la reunión, se debatieron dos documentos que describen la pesquería de túnidos tropicales española. El documento SCRS/2015/131 describe las pesquerías de túnidos tropicales con artes de cerco y cebo vivo durante el periodo 1991-2004. En aguas frente a la costa de Mauritania desde 2009 se desarrolla una pesquería con DCP a la deriva (dDCP), que siguió muy activa en 2014, aunque solo se dirige al listado. Como media, el número de cuadrículas de 1º explotadas anualmente por los cerqueros ha experimentado un incremento en los cinco últimos años. A diferencia del listado, la captura de patudo de los cerqueros españoles ha descendido desde 2011. La misma tendencia decreciente se ha observado para el esfuerzo de pesca en términos de número de buques y de capacidad de transporte. El peso medio del patudo capturado por modo de pesca mostraba un ligero incremento desde 2008 para el componente de DCP (alcanzando los 3,5 kg) y un incremento más pronunciado para el componente de banco libre (desde 5 kg en 2005 hasta 20-25 kg en los dos últimos años). Con respecto a los barcos de cebo vivo que operan en aguas de Senegal, la captura de patudo y el esfuerzo pesquero se mantuvieron estables. En el documento SCRS/2015/136 se mostraban importantes fluctuaciones en el tiempo en el peso medio (entre 10 y 20 kg) del patudo capturado por la pesquería de cebo vivo de las Islas Canarias, pero sin una tendencia aparente. La captura de patudo de esta pesquería también se ha mantenido relativamente estable durante los tres últimos años.

El peso medio del patudo descendió desde 1975 hasta 1998, pero se ha mantenido bastante estable en aproximadamente 10 kg durante la última década (**Figura 7**). Sin embargo, este peso medio presenta importantes diferencias para los diferentes artes de pesca, en torno a 62 kg para los palangreros, 7 kg para los barcos de cebo vivo y 4 kg para los cerqueros. En los diez últimos años todas las flotas palangreras han mostrado un incremento en el peso medio del patudo capturado; el peso medio de los ejemplares capturados con palangre se ha incrementado pasando de 40 a 60 kg desde 1999 a 2010. Durante el mismo periodo, el patudo capturado con cerco presentaba pesos medios de entre 3 y 4 kg. El peso medio del patudo capturado en bancos libres es más del doble que peso medio del patudo capturado en torno a DCP. Esta diferencia en el peso medio entre estas dos formas de pesca es aún más pronunciada desde 2006 (**Figura 8**). Del mismo modo, el patudo capturado con cebo vivo presentaba un peso medio de entre 6 y 10 kg en el mismo periodo, lo que indica una mayor variabilidad interanual en su peso medio en comparación con los ejemplares capturados con palangre o cerco.

Los juveniles de patudo muestran una fuerte asociación con objetos flotantes naturales o artificiales y, como consecuencia, el desarrollo de un modo de pesca que utiliza los dispositivos de concentración de peces a la deriva (dDCP) podría incrementar la vulnerabilidad de estos ejemplares más pequeños frente a los artes de pesca de superficie. La proporción de patudo capturado bajo dDCP por las principales flotas de cerco muestra algunas diferencias entre flotas, con el 100% de pesca con DCP para Ghana SCRS/2015/139, aproximadamente el 84% para UE-España (2010-2014, SCRS/2015/131) y casi un 53% para UE-Francia (2008-2012, Floch *et al.*, 2014).

En el marco del proyecto de investigación CECOFAD de la UE (SCRS/2015/104), se propuso un método indirecto para reconstruir una serie temporal del número de DCP y boyas GPS plantados (SCRS/2014/133). Según este estudio, el número total estimado de DCP plantados anualmente ha experimentado un drástico incremento desde menos de 7.000 DCP antes de 2008 hasta 17.300 DCP en 2013 (**Figura 9**). Cabe resaltar que existe una fuerte variabilidad en el número de dDCP plantados por buque, tal y como muestra la flota de cerco española. Por ejemplo, el número de dDCP activos seguidos por trimestre por buque español oscila entre 100 y 1.100 (Delgado de Molina *et al.*, 2015).

Se facilitó información sobre los cambios en la tecnología de las boyas, expresado como el número de boyas por categoría (a saber, boyas HF, boyas solo satélite, boyas ecosonda con seguimiento por satélite), comprado cada año, para la flota de cerco francesa para el periodo 2004-2014 (SCRS/2015/014). Las boyas equipadas con ecosonda han sustituido progresivamente a los dos otros tipos de boyas, y predominan ahora con un impacto potencial en el incremento de la eficacia de la pesca en la pesquería de cerco en DCP (**Figura 10**). Dicha mejora en la tecnología de pesca con DCP en el tiempo se ha documentado también para la flota de cerco española (**Figura 11**) y estas nuevas tecnologías pueden haber incrementado la capturabilidad de patudo juvenil en años recientes.

Los indicadores de pesquerías basados en el número de cuadrículas de 5°x5° explotadas en las que se capturó patudo podrían detectar cambios potenciales en la abundancia o en las estrategias de pesca en el tiempo (SCRS/2014/080). El número de cuadrículas de 5° exploradas con capturas de patudo (>1 t por año) realizadas por flotas palangreras fluctuó, pero sin una tendencia discernible, entre los años setenta y los años 2000. Sin embargo, desde el principio de la década de 2000 el número de cuadrículas de 5°x5° con capturas de patudo realizadas por varias flotas de palangreros ha descendido notablemente (**Figura 12**). Sucede lo contrario con los cerqueros de la UE cuyos caladeros se han expandido desde 2007, probablemente debido a una combinación de dos factores: el incremento del uso de dDCP/boyas y el acceso a zonas históricas o nuevas debido a la renovación de acuerdos de pesca (**Figura 13**).

El documento SCRS/2015/140 presentaba un análisis de los datos de frecuencia de tallas (CAS) para el patudo del Atlántico utilizando dos métodos: diagramas de Powell-Wetherall para explorar los cambios en Z basándose en los datos de talla y un análisis de la curva de captura utilizando la CAA para evaluar cambios en los patrones de selección. El documento proporciona estimaciones de la mortalidad total Z para edades plenamente selectivas y estima la selectividad por edad. El Grupo constató la utilidad de utilizar métodos simples tanto para la exploración como para la verificación de los datos de entrada y que también pueden utilizarse como indicadores de tendencias o estimaciones iniciales para modelos más complejos: por ejemplo, la ratio de F para el grupo de edad plus en el VPA o los valores de F terminal y la potencial identificación de cambios en los patrones de selectividad inferidos a partir del análisis de la curva de captura por arte principal y periodo de tiempo.

La talla media, y sus intervalos de confianza a lo largo de los años se superponen a puntos de referencia de talla (a saber, talla al infinito, talla en la que la población alcanza su biomasa máxima y talla en la que el 50% de la población alcanza la madurez) con el objetivo de identificar para cada arte de pesca las tallas para las cuales puede evaluarse la captura respectiva. Las estimaciones de Z obtenidas de los diagramas de Powell-Wetherall (**Figura 14**) mostraban un notable descenso desde 1990 (Z=0,55) a 1995 (Z=0,35), seguido de un lento incremento continuo hasta 2014 (Z=0,45).

3. Métodos y otros datos pertinentes para la evaluación

3.1 Modelos de producción

En el documento SCRS/2015/073 se presentaba una estrategia genérica para realizar la evaluación de stock que se propuso durante la reunión de preparación de datos sobre patudo del Atlántico (*Thunnus obesus*); a saber: i) acordar previamente la hipótesis que se tiene que probar, ii) comprobar la convergencia; iii) identificar los supuestos que no se cumplen realizando un diagrama de residuos; iv) utilizar métodos como jack knife o bootstrap para identificar problemas con los datos y especificaciones del modelo y v) realizar una simulación retrospectiva para evaluar la capacidad predictiva y, por tanto, la robustez del asesoramiento. Aunque los diagnósticos presentados correspondían un modelo de dinámica de biomasa, dichos diagnósticos son genéricos y pueden aplicarse a modelos que utilizan diferentes conjuntos de datos y una variedad de estructuras. A medida que aumenta la complejidad de los modelos, los diagnósticos se vuelven más importantes para entender la robustez de las estimaciones y cómo se incorporan al asesoramiento en materia de ordenación. Los diagnósticos también hacen que el proceso de evaluación de stock sea más transparente y contribuyen a identificar en que campos se requieren más conocimientos y mejores datos. Se presentaron los diagnósticos y el Grupo debatió las posibilidades alternativas para la forma de la función de producción y los índices de abundancia que se utilizarían. El objetivo de la presentación era llegar a un acuerdo sobre una estrategia para realizar la evaluación de stock de patudo del Atlántico y no entrar en detalles técnicos de este análisis. El Grupo constató la utilidad del enfoque y trato de aplicarlo a los modelos de producción.

Durante la reunión, se aplicó un modelo de producción excedente ASPIC a la pesquería de patudo del Atlántico para evaluar el estado actual del stock. Los estudios sobre el ciclo vital se utilizaron para mostrar que el modelo logístico de producción (Schaefer) probablemente no sea apropiado para los túnidos (Maunder, 2003), y que $B_{RMS} < 0,5B_0$ sería probablemente más realista. Sin embargo, apenas hay información suficiente en los conjuntos de datos de la evaluación de stock para estimar la forma del parámetro de la función de producción. Por tanto, se utilizó la función de producción de Fox. El Grupo acordó ejecutar un modelo inicial utilizando las series de CPUE incluidas en la Tabla 10 del Informe de la Reunión ICCAT de 2015 de preparación de datos sobre patudo (SCRS/2015/011) (**Figura 15**). Los ensayos subsiguientes incluían la utilización de diferentes índices de CPUE individuales, así como un índice combinado que representaba un ensayo de continuidad desde 2010. La información detallada de los diferentes escenarios del modelo se incluye en la **Tabla 4**. Se utilizó el procedimiento de diagnóstico genérico propuesto en la reunión de preparación de datos (SCRS/2015/073) para seleccionar los escenarios aplicables al asesoramiento.

3.2 Modelos estadísticos de captura por edad: Stock Synthesis

Antes de la sesión de 2015 de evaluación de stock de patudo se realizó una evaluación inicial del stock de patudo del Atlántico. En el documento SCRS/2015/126 se describen todos los supuestos y entradas de datos de este modelo. Los datos de entrada se debatieron y sugirieron en la reunión de 2015 de preparación de datos sobre patudo (SCRS/2015/011). Las configuraciones y supuestos clave del "modelo" inicial fueron los siguientes:

- 15 flotas, tal y como se especificó en reunión de 2015 de preparación de datos sobre patudo (**Tabla 2**).
- Tres regiones (norte de 25° N, entre 25°N y 15°S, y sur de 15°S), que separan las aguas tropicales de las aguas templadas.
- El crecimiento se modeló ajustando una curva de crecimiento en el marco del modelo (**Figura 16**). Se especificó el Grupo plus como 10+.
- Las muestras de frecuencias de tallas fueron proporcionadas por la Secretaría de ICCAT, no se utilizó captura por talla.
- Se modeló el movimiento entre zonas del patudo para reflejar el supuesto de que el desove tiene lugar en invierno (estación 1: enero, febrero y marzo) y sobre todo en la zona 2. En primavera (estación 2: abril, mayo y junio), comienza una migración anual de al menos parte del stock reproductor desde la zona de reproducción hacia el norte hasta las zonas tróficas (zona 1). En la estación 4 (octubre, noviembre y diciembre), los peces regresan a la zona 2.
- El marco temporal del modelo fue 1950-2014.
- $W_t = (2,396E-05) * TL_{2,9774}$ (**Figura 16**).

- El calendario de maduración utilizado fue el adoptado en la evaluación anterior. 0% para edades 0-2, 50% para la edad 3 y 100% para edades 4-10+ (**Figura 16**).
- La M específica de la edad se derivó usando una función Lorenzen (2005) con M de referencia = 0,2794 en las clases de edad "plenamente seleccionadas" (1-15). La M de referencia se aproximó usando una edad máxima de 15. El vector M se desarrolló utilizando la curva de crecimiento de Hallier *et al.* (2005) (**Figura 16**).
- Relación stock-reclutamiento de Beverton Holt, se estimó la inclinación, σ -r se fijó en 0,60 y se asumió que el reclutamiento era igual en todas las estaciones y en todas las regiones. El reclutamiento para cada una de las tres zonas se estimó de tal modo que la zona 1 y la zona 3 recibieron la misma cantidad de reclutas y el porcentaje de la zona 2 se estimó dentro del modelo, a partir de la información sobre desembarques, CPUE y tallas. Los reclutas distribuidos por estación y zona se mantuvieron constantes cada año. Se estimaron las desviaciones en el reclutamiento anual desde 1974 hasta 2013.
- Se estimó la selectividad basada en la talla para cada una de las quince flotas.
- Se permitió que la selectividad asintótica para las flotas de palangre en las zonas 1 y 3 (flotas 10, 12, 13 y 15) y para las flotas de palangre en la zona 2 (flotas 11 y 14) adoptara una forma cóncava.

No se incluyeron los datos de marcado porque se creyó que no reflejarían de forma precisa la migración entre regiones, en particular entre las regiones 1 y 2. La lista de series de CPUE incluidas en el modelo se presentan en la **Tabla 5**. El Grupo debatió el modelo inicial presentado por el autor y se propusieron, debatieron y ejecutaron una serie de ensayos adicionales del modelo. Se constató que hay conflictos en la información facilitada por las series de CPUE y los datos de frecuencias de tallas, por tanto, también se realizaron ensayos de modelo adicionales con variaciones en la ponderación de estas series. Se debatió si la inclinación debería estimarse ya que a menudo la información disponible no es suficiente para estimar este parámetro, y se llegó a la conclusión de utilizar valores diferentes de inclinación como 0,7; 0,8 y 0,9. También se acordó utilizar diferentes curvas de crecimiento de Hallier *et al.* (2005) utilizando la curva de crecimiento de von Bertalanffy ajustada a los datos de otolitos y de marcado (la utilizada en la evaluación anterior - véase la tabla 2 de la reunión de preparación de datos de 2015) o la curva de crecimiento de Richards ajustada a los datos de otolitos. Finalmente, se utilizaron perfiles de verosimilitud para explorar plenamente las configuraciones del modelo y tomar una decisión sobre los casos base posibles.

En la **Tabla 6** se resumen los detalles de estos nuevos ensayos.

3.3 VPA

Se presentó al Grupo un modelo inicial VPA basado en el de 2010 (Anón., 2011a), pero que incorporaba datos actualizados y varias formulaciones nuevas. En el **Apéndice 4** se presentan las especificaciones completas del modelo. El modelo se ejecutó mediante el programa informático VPA-2BOX, y se utilizaron los datos de captura por edad actualizados especificados en la sección 2 y los índices de CPUE especificados en la **Tabla 7**, tal y como se acordó en la reunión de preparación de datos. Los supuestos biológicos utilizados para el ensayo del modelo fueron los siguientes:

Se incluyó un vector M Lorenzen con M de referencia = 0,2794 para las clases de edad "plenamente seleccionadas" (1-15) (**Figura 17**). La M de referencia se aproximó usando una edad máxima de 15 y la curva de crecimiento de Hallier *et al.* (2005). Para ensayos adicionales

- Se estimaron todas las F terminales.
- Los CV de los índices se incrementaron hasta 0,4.
- La ratio de F se estimó en cuatro bloques temporales.
- Se incrementó la edad del grupo plus hasta 10+ y 13+.

Tras revisar los resultados del modelo inicial, el Grupo recomendó que se realizasen varias modificaciones. Estos supuestos del ensayo adicional del modelo se describen en la **Tabla 8**.

4. Resultados del estado del stock

4.1 Modelos de producción

El procedimiento para descartar escenarios¹ se basó en los diagnósticos recomendados por el grupo de preparación de datos. Se eligieron tres escenarios para representar el estado del stock y las tendencias históricas, a saber:

- **Ensayo 1:** Índice de palangre de Estados Unidos (EE.UU.)
- **Ensayo 2:** Índice de palangre japonés (Japón)
- **Ensayo 3:** Fase tardía del periodo del palangre de Taipei Chino (fase tardía de Taipei Chino)

El Grupo solicitó también que se realizase un análisis de sensibilidad para algunos ensayos que incluyese múltiples índices que se escogieron basándose en su correlación (**Figura 18**) y en una correlación cruzada (**Figura 19**).

- **Mult 1:** Índices de la fase inicial y tardía del periodo para el palangre de Taipei Chino.
- **Mult 2:** Índices de la fase tardía del palangre de Uruguay y Taipei Chino.
- **Mult 3:** Palangre de Japón, palangre de la fase inicial de Uruguay y palangre de Estados Unidos

También se consideró otro escenario de evaluación que utilizaba un índice compuesto creado a partir de las CPUE estandarizadas (Tabla 10 del Informe de la reunión de preparación de datos de patudo), utilizando para el ensayo de continuidad el mismo procedimiento que se aplicó en la última evaluación.

En la **Figura 20** se muestra el índice compuesto utilizado en 2010 y el generado en 2015, utilizando el mismo procedimiento que en 2010, con los índices de CPUE que se acordaron para ASPIC y que se describen en la tabla 10 del informe de la reunión de ICCAT de 2015 de preparación de datos de patudo. Los resultados de los ajustes de ASPIC a ambos índices se comparan en la **Figura 21** y las estimaciones de la biomasa del stock y las tasas de captura con respecto a los niveles de referencia de RMS se muestran en la **Figura 22**, donde la evaluación de 2010 se proyectó desde 2010 hasta 2014 utilizando las capturas comunicadas.

Se representaron los perfiles de las sumas de los residuos cuadrados para comprobar que se había hallado realmente un mínimo. En la **Figura 23** se muestran los perfiles para el RMS.

4.1.1 Análisis de residuos

En general, los patrones en los residuos de los ajustes de la CPUE con la abundancia del stock puede suponer un incumplimiento de los supuestos del modelo que, a su vez, puede dar lugar a estimaciones sesgadas de los parámetros, puntos de referencia y tendencias del stock. En la **Figura 24** se muestra un diagrama de la CPUE observada contrapuesta a los valores ajustados para diferentes escenarios de evaluación (la línea azul es una regresión lineal ajustada a puntos y la línea negra es la línea $y=x$). Si el índice es una buena aproximación para la abundancia del stock las dos líneas deberían coincidir. Se representan los residuos frente al año con un alisador Lowess (**Figura 25**) para indicar patrones sistemáticos que indiquen que el índice es una mala aproximación de la abundancia del stock. Además, las estimaciones de la varianza obtenidas mediante *bootstrapping* asumen que los residuos son residuos independientes y distribuidos idénticamente (IDD). En la **Figura 26** se muestra un gráfico cuantil-cuantil para comparar la distribución de residuos con la distribución normal. En la **Figura 27** los residuos se representan contrapuestos con los valores ajustados, para comprobar la relación de varianza. Se asumió que los residuos no están autocorrelacionados, ya que las autocorrelaciones significativas podrían deberse a un incremento de la capturabilidad en el tiempo, lo que podría dar lugar a una estimación más optimista del estado actual del stock, ya que cualquier descenso en el stock queda oculto por un incremento en la capturabilidad. La **Figura 28** presenta un diagrama de los residuos contrapuestos unos con otros con un intervalo de 1 para identificar la autocorrelación. La utilización de índices múltiples da lugar a un incumplimiento de todos los supuestos planteados.

En las **Figuras 29 y 30** se representa la tendencia predicha del stock por índice para los múltiples ensayos, a saber, escalando las observaciones por capturabilidad. Esto contribuye también a identificar índices que no realizan un seguimiento adecuado del stock.

¹ Un desarrollo posible, plausible, coherente internamente, pero no necesariamente probable (Field 2012).

4.1.2 Estado actual

Basándose en los diagnósticos descritos antes, se seleccionaron tres ensayos ASPIC utilizando índices de CPUE independientes para proporcionar asesoramiento sobre el estado del stock, los niveles de biomasa y la tasa de captura (**Figura 31**). Los resultados de ASPIC muestran que la biomasa del stock ha descendido desde el comienzo de la serie temporal en los años cincuenta, con un marcado descenso, que se corresponde con un marcado incremento en la mortalidad por pesca y la captura en los noventa, con un nivel máximo de mortalidad por pesca a finales de los noventa. A partir de finales de los noventa, las trayectorias de la biomasa y de la mortalidad por pesca difieren en los tres ensayos. Mientras que la biomasa se incrementaba y la mortalidad por pesca descendía en el ensayo 3, la biomasa siguió decreciendo a un ritmo más lento en los ensayos 1 y 2, y la mortalidad por pesca mostraba una tendencia general creciente en el ensayo 2 (con la excepción de los tres últimos años en los que descendió) y se mantuvo algo estable en el ensayo 1.

En la **Figura 32** se muestran las trayectorias estimadas sometidas a bootstrap de las biomásas y las tasas de captura con respecto a los puntos de referencia RMS en los ensayos 1, 2 y 3. Los tres ensayos muestran trayectorias similares de mortalidad por pesca creciente y biomasa decreciente hacia la zona roja del diagrama de Kobe ($F > F_{RMS}$ y $B < B_{RMS}$) hasta finales de los noventa, pero el ensayo 1 y el 2 estiman que, como media, el stock sigue manteniéndose en la zona roja desde 2000, mientras que el ensayo 3 estima una recuperación hacia la zona verde desde mediados de los 2000. En la **Figura 33** se muestran los diagramas de fase de Kobe por ensayo. Los resultados basados en los tres casos, sugieren que, en años recientes, el estado del stock difiere en los diferentes casos (la ratio B_{2014}/B_{RMS} oscila entre 0,554 y 1,225 y la ratio F_{2014}/F_{RMS} oscila entre 0,576 y 1,436, **Tabla 9**). Los diagramas de fase combinados de los tres casos se muestran en la **Figura 34**. Se estimó que el RMS se situaba entre 66.030 t y 86.830 t (**Tabla 9**), por debajo (ensayo 1) y por encima (ensayos 2 y 3) de la captura de 2014 (68.390 t).

4.2 Stock Synthesis

El Grupo escogió 12 configuraciones de modelo para formular el asesoramiento sobre el estado del stock y en materia de ordenación (**Tabla 10**).

Los resultados del modelo indicaban que la biomasa del stock reproductor y el reclutamiento han estado descendiendo de forma constante (**Figura 35**). Los datos de CPUE utilizados para ajustar el modelo tienden a indicar un stock menos productivo, mientras que la información procedente de los datos de talla y talla por edad indica una mayor productividad.

En la **Figura 36** se muestra la biomasa relativa y la mortalidad por pesca estimadas desde 1950 para todos los ensayos. Estos resultados muestran que la mortalidad por pesca se ha incrementado de forma continua desde el inicio de la serie temporal y se incrementó rápidamente a finales de los noventa, superando el nivel correspondiente a la F_{RMS} en la mitad de los escenarios. En los 2000, F fluctuó y descendió ligeramente, situándose por encima o por debajo de la F_{RMS} , en función del escenario. La F experimentó un drástico incremento a finales de los 2000, cuando $F > F_{RMS}$ en 2011 para todos los escenarios (llegando a duplicar la F_{RMS} según el ensayo 51h7) y descendió en los tres últimos años en todos los escenarios. En siete de los 12 escenarios la mortalidad por pesca se mantuvo en niveles superiores a la F_{RMS} en 2014. En lo que concierne a la biomasa, ésta ha decrecido constantemente desde el inicio de la serie temporal y descendió por debajo de los niveles de B_{RMS} a finales de los noventa o en los 2000, dependiendo del escenario. Desde 2010, las estimaciones indican que la biomasa es inferior al nivel de B_{RMS} en todos los escenarios. La **Figuras 37** muestra los diagramas de fase de Kobe por ensayo y la **Figura 38** incluye todos los ensayos en un gráfico.

La RMS estimada y los niveles de referencia relacionados con la RMS para todos los modelos se presentan en la **Tabla 11**.

4.3 VPA

En el ensayo 21 se muestran las tendencias comparables con los ensayos producidos mediante SS3 y el modelo de producción excedente con respecto al stock, y la captura con respecto a los niveles de referencia de RMS. Sin embargo, el Grupo decidió no utilizar este modelo para proporcionar información sobre el estado del stock, debido a la inquietud suscitada por el corte de edad, la convergencia del modelo y otros diagnósticos del modelo problemáticos.

El ensayo 21 indicaba que la mortalidad por pesca estimada mediante el VPA se había incrementado gradualmente desde 1975, alcanzando su punto máximo en 2004 (**Figura 39**). La mortalidad por pesca es superior en las edades 0 y 1, con un segundo punto máximo en la edad cinco y la mortalidad por pesca va descendiendo en las edades superiores. Se estimó que la ratio de F se sitúa muy por debajo de 1, lo que indica que el modelo está estimando una vulnerabilidad con forma cóncava.

El modelo indica también un descenso en la biomasa reproductora del stock desde mediados de los setenta, que no se ha recuperado a pesar de las recientes reducciones en las capturas (**Figura 40**). Se asumió el reclutamiento medio para la totalidad de la serie temporal con el fin de calcular las cantidades de los niveles de referencia (se utilizaron $F_{0,1}$ y $SSB_{F_{0,1}}$ como aproximaciones de RMS) para evaluar el estado relativo del stock para el VPA (**Figura 40**). Las estimaciones de bootstrap del estado del stock indican que el stock está sobrepecado (**Figura 40**) y que actualmente no está experimentando sobre pesca (mediana del bootstrap = 0,896 versus MLE = 0,925, **Tabla 12**). Cabe señalar que el estado de no sobrepesca del stock se debe a la sustitución de los tres últimos años de reclutamiento por el promedio a largo plazo. Si en vez de ello se utilizaran las estimaciones brutas de reclutamiento del VPA, entonces se estimaría que la tasas de mortalidad por pesca se sitúan por encima de $F_{0,1}$. En el **Apéndice 4** puede consultarse documentación más completa del modelo.

4.4 Síntesis de los resultados de la evaluación

Con el fin de evaluar la robustez del procedimiento utilizado para formular el asesoramiento en 2010, se generó un nuevo índice compuesto utilizando la misma metodología; se ejecutó un ensayo ASPIC con una configuración similar a la de 2010 (denominada ensayo de continuidad), utilizando los datos más recientes de captura hasta 2014. Para comparar ambas evaluaciones, se realizó una proyección de la evaluación de 2010 (simulación) utilizando los datos de 2010 a 2014. Esto permite comparar los cambios en la percepción del stock debidos únicamente a añadir o actualizar los conjuntos de datos utilizados para ajustar el modelo de producción utilizado para facilitar el asesoramiento principal sobre el estado del stock en 2010. Este nuevo ensayo sólo se diferencia del utilizado en 2010 en que las estimaciones de captura contienen años de datos adicionales (2010-2015) y en que el índice de abundancia combinado ha sido estimado con índices que fueron presentados/acordados durante la reunión de preparación de datos de 2015. Hubo grandes diferencias entre el ensayo de continuidad de 2015 y la evaluación y proyección de 2010. Dichas diferencias se debieron a la gran diferencia en los índices compuestos de 2010 y 2015. Además, resultó difícil recrear las series de CPUE combinadas cuando se actualizaron las CPUE de las CPC de un modo diferente al de la evaluación anterior. La utilización de índices combinados, cuando los índices individuales muestran tendencias contradictorias, dará como resultado unas estimaciones medias/intermedias de biomasa/captura que difieren de las estimadas al ajustarlas a índices individuales. Por tanto, los índices deberían evaluarse por separado o conjuntamente dentro de la evaluación de stock utilizando los diagnósticos adecuados.

En 2015, para mantener la continuidad con el enfoque utilizado para desarrollar el asesoramiento previo para el patudo del Atlántico, se utilizaron los resultados de los modelos de producción en no equilibrio para proporcionar información sobre el estado del recurso, esto incluía los ensayos 1, 2 y 3, que utilizaron índices individuales de CPUE diferentes. Estos resultados se complementaron con los resultados de un modelo estadístico integrado de evaluación de stock (SS3), que puede tener en cuenta los cambios en la selectividad. Aunque los modelos VPA también consideran los cambios en la selectividad, dado que los resultados del VPA eran inciertos en lo que concierne al tamaño absoluto del stock y presentaban problemas de convergencia, no se utilizaron los resultados del modelo VPA para desarrollar el asesoramiento en materia de ordenación.

La biomasa del stock estimada a partir de los tres ensayos del modelo de producción muestra un descenso desde el inicio de la serie temporal en los años cincuenta (**Figura 31**). Coincidiendo con un marcado incremento en la mortalidad por pesca y en la captura en los noventa y con un punto máximo de mortalidad por pesca a finales de los noventa, la biomasa mostraba un marcado descenso durante dicho periodo. A partir de finales de los noventa, las trayectorias de la biomasa y de la mortalidad por pesca difieren en los tres ensayos. Mientras que la biomasa se incrementaba y la mortalidad por pesca descendía en el ensayo 3, la biomasa siguió decreciendo a un ritmo más lento en los ensayos 1 y 2, y la mortalidad por pesca mostraba una tendencia general creciente en el ensayo 2 (con la excepción de los tres últimos años en los que descendió) y se mantuvo algo estable en el ensayo 1. Los tres ensayos muestran trayectorias similares de F creciente y B decreciente hacia la zona roja del diagrama de Kobe ($F > FRMS$ y $B < BRMS$) hasta finales de los noventa, pero los ensayos 1 y 2 estiman que, como media, el stock sigue manteniéndose en la zona roja desde 2000, mientras que el ensayo 3 estima una recuperación hacia la zona verde desde mediados de los 2000 (**Figura 32**). La RMS actual estimada utilizando los tres ensayos del modelo de producción oscila entre 66.030 t y 86.830 t.

El modelo integrado, SS3, se ejecutó con doce configuraciones diferentes para caracterizar la incertidumbre en los parámetros del modelo. Los resultados del modelo SS3 indican que la mortalidad por pesca se ha incrementado de forma constante desde el inicio de la pesquería, que experimentó un rápido incremento a finales de los noventa, fluctuando en torno al nivel correspondiente a la F_{RMS} en los 2000, con un marcado incremento a finales de la década de los 2000, siendo $F > F_{RMS}$ en 2011, y ha tenido un descenso en los tres últimos años aunque manteniéndose en niveles superiores a F_{RMS} en siete de los doce escenarios. En lo que concierne a la biomasa, ésta ha ido decreciendo de forma constante desde el comienzo de la serie temporal y desde 2010 se ha situado y mantenido por debajo de los niveles de B_{RMS} . La RMS actual estimada utilizando los 12 ensayos SS oscila entre 80.889 t y 102.268 t.

La mayoría de los ensayos SS muestran una perspectiva similar a la de los ensayos ASPIC, en lo que concierne a la evolución histórica de las tendencias relativas en la biomasa y en la mortalidad por pesca. Ambos modelos de evaluación (ASPIC y SS3) sugieren que la biomasa descendió en el periodo investigado, con la excepción del ensayo 3 de ASPIC en el que se observa una recuperación desde 2005. En lo que concierne a la mortalidad por pesca, ambos modelos de evaluación muestran un fuerte incremento de F a finales de los noventa, después fluctuó hasta alcanzar un nivel similar al de final de los noventa en 2004/2005, y se volvió a incrementar en 2011 y posteriormente ha descendido en los tres últimos años. Sin embargo, la gama de valores RMS estimados mediante SS3 es superior a los estimados por ASPIC.

5. Proyecciones

La Resolución 13-10, adoptada por la Comisión, establece directrices detalladas respecto a la información que debe incluirse en la matriz de estrategia de Kobe. En su reunión de 2010, el Grupo de trabajo sobre métodos de evaluación de stock (Anon., 2011b) formuló recomendaciones adicionales para facilitar la construcción e interpretación de la matriz de estrategia de Kobe II (por ejemplo, directrices para su aplicación, especificaciones respecto a los métodos de proyección y recomendaciones para el desarrollo de matrices de Kobe). Por lo tanto, el Grupo basó la siguiente perspectiva para el patudo del Atlántico en las proyecciones y en la matriz de estrategia de Kobe II.

Las perspectivas para el patudo, considerando la incertidumbre cuantificada en la evaluación de 2015, se presentan en las **Tablas 13 y 14** y en las **Figuras 41 y 42**, que presentan una descripción de las posibilidades que tiene el stock de alcanzar o mantenerse en el cuadrante verde del diagrama de Kobe para diferentes niveles de mortalidad por pesca y captura constante futura. Las tablas y figuras se basan en 500 simulaciones de bootstrap realizadas para cada uno de los tres escenarios de evaluación de ASPIC, a los que se asignó la misma importancia. Las proyecciones de F se realizaron para los multiplicadores del año final de F .

ASPIC

Se realizó una proyección de 15 años (véase la Sección 4.1) para las estimaciones de stock de ASPIC sometidas a bootstrap (500 simulaciones) para los tres ensayos. La captura en 2015 se estableció en la captura declarada en 2014 (68.390 t) y a partir de entonces (2016-2035) el stock se proyectó con TAC de 0 y de 40.000 a 100.000 t, con intervalos de 10.000 t. También se desarrollaron basadas en escenarios de F constante, a saber para un multiplicador de las F del año final de 0 a 1,5, con intervalos de 0,15. En las **Figuras 43 y 44** se ilustran los resultados de las proyecciones de captura constante en la biomasa del stock y las tasas de captura. En las **Figuras 45 y 46** se muestran dichos resultados, para la biomasa y tasas de captura, respectivamente, con respecto a los niveles de referencia de RMS. Las estimaciones de la mediana de las proyecciones mostraban que el stock debería recuperarse en el periodo proyectado si la captura constante futura de los escenarios 1 y 3 (que utilizan índices de CPUE de palangre estadounidense y palangre japonés, respectivamente), se mantenía por debajo de 65.000 t (un nivel similar a la gama inferior de estimaciones de RMS de ASPIC de 66.000 t) y si la F constante de cada caso se situaba en un 75% (con respecto a la F reciente) (**Figura 47**). Para el ensayo 3, las proyecciones muestran que el stock se mantendrá en el cuadrante verde del diagrama de Kobe ($B > B_{RMS}$ and $F < F_{RMS}$) con capturas de 90.000 t y con una F en los niveles actuales.

Las proyecciones con los niveles actuales de captura (~65.000 t) indican que el stock tiene un 47% de probabilidades de recuperarse al final del periodo de la proyección (2028). La probabilidad de recuperación del stock con el nivel de TAC actual (85.000 t) al final del periodo de la proyección se situaría en torno al 32%. Unas probabilidades superiores de recuperación requerirían marcos temporales más largos y/o una mayor reducción de las capturas actuales. Por ejemplo, con una captura constante de 50.000 t habría un 75% de probabilidades de recuperación desde ahora hasta 2028 (**Tabla 13**).

No se realizaron proyecciones debido a la falta de tiempo. Sin embargo, se debatieron las especificaciones y datos de entrada de las proyecciones, y el Grupo acordó realizar proyecciones estocásticas utilizando los 12 escenarios acordados durante la reunión que abarcan la incertidumbre estructural de la evaluación SS3 actual.

6. Recomendaciones

6.1 Investigación y estadísticas

- La información bruta sobre talla procedente de los muestreos de la flota de cerco europea realizados desde 1980 hasta 2014, tal y como la solicitó por el SCRS; se ha proporcionado en parte a ICCAT, ya que se presentaron todas las muestras de talla de Tarea II de UE-Francia (para todas las especies) desde 1980 en adelante. Por consiguiente, el Grupo recomienda que se facilite a ICCAT la información bruta sobre talla los demás programas de muestreo de la flota de cerco.
- El Grupo recomienda que se faciliten las estimaciones de la varianza del peso por talla estimado para la relación presentada durante la reunión, con el fin de considerar la actualización de la relación talla-peso utilizada actualmente por ICCAT.
- Constatando que la CPUE de la pesquería de juveniles con cerco en DCP, una vez estandarizada, puede utilizarse como indicador del índice de reclutamiento en los modelos de evaluación stock, el Grupo recomienda que se estime el índice de CPUE estandarizado para el rabil y patudo juvenil capturado por las flotas de cerqueros de la UE y que se presente a la próxima reunión del grupo de especies de túnidos tropicales (a saber, reunión de preparación de datos sobre el rabil) antes de la próxima ronda de evaluaciones de stock de túnidos tropicales.
- El Grupo constató que el cambio en la composición por tallas de las capturas de la flota de palangre de Taipei Chino en torno a 2005, con peces más grandes desde ese periodo en adelante, podría estar relacionado con cambios en la estrategia de pesca debidos a la introducción de medidas de control y vigilancia en los reglamentos internos. El Grupo recomienda que se revisen las frecuencias de talla de Taipei Chino, centrándose en los potenciales cambios que se hayan producido en las estrategias de muestreo debido a los reglamentos internos.
- El Grupo examinó y comparó la captura por talla actualizada de patudo facilitada por Japón y el conjunto de datos actualmente disponible en la Secretaría. Se hallaron diferencias en las distribuciones de frecuencias de tallas por año y en la estimación del número total de peces capturado por año. Al comparar los desembarques estimados con la Tarea I declarada, se detectaron también importantes divergencias en algunos años. El Grupo solicitará a Japón que examine estas diferencias y le informe de las razones de dichas divergencias, indicando cuáles serán las mejores estimaciones científicas de la captura total.
- La mortalidad natural por edad se identificó como uno de los parámetros más importantes en las evaluaciones de stocks de túnidos. Aunque el Grupo consideró que la forma logística del vector Lorenzen de M utilizada en los modelos de evaluación era realista, deben realizarse más trabajos en el futuro para estimar vectores alternativos de mortalidad natural por edad. Estas estimaciones alternativas de mortalidad natural deberían cubrir por ejemplo: (i) la comparación con los valores de M utilizados en otras OROP, (ii) estimaciones de M mediante otros métodos, (iii) información de datos de marcado de la IOTC y del Atlántico a través del AOTTP. De este modo, el Grupo recomienda que se analicen diferentes vectores de M a modo de análisis de sensibilidad en futuras evaluaciones de stock de patudo.
- Los científicos de la UE deberían realizar un análisis estadístico de los cuadernos de pesca y los datos de muestreo de los cerqueros de la UE (y de la flota de pabellones asociada) para revisar la actual metodología que se utiliza para estimar las capturas y tallas por especies de la flota de cerco. Este estudio debería centrarse, por orden de prioridad, en: (1) la revisión e identificación de los mejores estratos espacio/temporales que deberían utilizarse en el procesamiento de los datos y (2) la revisión de los criterios básicos que se tienen que utilizar en un sistema mejorado de procesamiento de los datos (por ejemplo, respecto a los niveles mínimos de muestras usadas, tasa de muestreo y número de ejemplares medidos y, cuando sea necesario, las normas aplicadas en la sustitución de estratos).

- El Grupo recomienda que continúe la recuperación de las estadísticas pesqueras de Angola, en particular para las especies de túnidos tropicales. El Grupo respalda los esfuerzos de la Secretaría y el programa JCAP para seguir trabajando con los científicos de Angola y las CPC afectadas que capturan túnidos tropicales en la ZEE de Angola (flotas extranjeras) para confirmar el nivel de capturas y si dichas capturas han sido o no han sido declaradas a ICCAT. El Grupo solicita que se presente un informe para la próxima reunión del Grupo de especies.
- El Grupo preguntó a la Secretaría acerca de la calidad de las estadísticas pesqueras (Tarea I y Tarea II) presentadas por las diferentes CPC. Se ha diseñado un formulario que se circulará a las principales CPC de captura solicitando detalles de sus programas de muestreo y recopilación de datos, así como de los protocolos para la estimación de estadísticas pesqueras en otros Grupos de especies de ICCAT. Se recomendó que se proponga un formulario similar para las pesquerías de túnidos tropicales con el fin de proporcionar al Grupo información que pueda utilizarse para evaluar la calidad de los datos pesqueros presentados.
- En el marco del plan general de mejora de las estadísticas de Ghana, en 2014, el SCRS recomendó que se desarrolle y aplique el software necesario para el procesamiento de las estadísticas de Ghana. En su reunión anual de 2014, la Comisión consideró que esta actividad podría financiarse a través de otras fuentes (por ejemplo, JCAP) y no se incluyó en la lista de las actividades que fue posteriormente aprobada la Comisión. El presupuesto estimado del JCAP para 2015 no podrá cubrir el coste total de este proyecto. Por tanto, el Grupo recomienda que la Secretaría busque fondos alternativos para llevar a cabo esta actividad.
- Debido a la falta de datos relacionados con la biología reproductiva del patudo, y dada la importancia de estos datos en todos los modelos de evaluación de stock, el Grupo recomendó, como cuestión prioritaria, que se lleven a cabo estudios sobre biología reproductiva (madurez, fecundidad...) lo antes posible.
- El Grupo recomienda que se proceda a la recopilación sistemática de observaciones directas de talla por edad para su utilización en modelos integrados y para estimar el crecimiento. Esto podría hacerse mediante lecturas directas de otolitos o mediante otros métodos de determinación directa de la edad conjuntamente con la información sobre crecimiento procedente del marcado.
- El Grupo recomienda a las CPC que participen en la financiación del AOTTP con el fin de alcanzar el 20% necesario para la total cofinanciación del AOTTP.

7. Otros asuntos

7.1 Revisión de los primeros pasos del AOTTP

La Secretaría informó al Grupo de los progresos realizados en el Programa de marcado de túnidos tropicales en el océano Atlántico (AOTTP). Hace poco se firmó un contrato entre ICCAT y la UE después de que ICCAT acordara comprometer fondos (capital) tal y como se requería en las normas de financiación establecidas por la UE. El contrato firmado tiene una duración de cinco años con la posibilidad de una ampliación de 18 meses para análisis de datos.

La Secretaría ha desarrollado los requisitos para las contrataciones más urgentes de los miembros del equipo AOTTP. La convocatoria para la contratación de los tres primeros puestos con un contrato de duración definida en la Secretaría de ICCAT (coordinador del programa, responsable administrativo y financiero y contable) se publicó el 30 de junio, y la fecha límite para la presentación de candidaturas se fijó en el 4 de septiembre de 2015. También se informó al Grupo de que con arreglo al contrato, podrían contratarse cuatro personas más para un puesto de duración definida durante el periodo de implementación del programa (coordinador asistente, coordinador de recuperación de marcas y publicidad y dos asistentes de entrada de datos). El plan es cubrir los tres puestos iniciales para cuando se celebre la reunión anual de 2015 del SCRS. Antes de que finalice el año 2015, se iniciará el proceso de contratación de los otros miembros del equipo. El plan del proyecto anual es empezar a marcar peces en la primera mitad de 2016.

Se informó al Grupo de que Taipei Chino y Estados Unidos han comprometido ya una cofinanciación de 25.000 € y 30.000 \$USA, respectivamente. Además, recientemente se han recibido manifestaciones de interés de una cofinanciación adicional por parte de Brasil (30.000€). Durante la reciente reunión del Grupo de trabajo encargado de enmendar el Convenio, los Presidentes de ICCAT y del STACFAD acordaron que la Secretaría podría utilizar el fondo de operaciones para cofinanciar el programa. Sin embargo, esta decisión se seguirá

debatiendo en la próxima reunión de la Comisión en noviembre de 2015. El Presidente del SCRS instó a los participantes a que trabajen con sus delegaciones para buscar los fondos necesarios, y resaltó la importancia de este proyecto para los trabajos del Grupo de especies de tónidos tropicales.

El Grupo debatió brevemente la posible composición del Comité directivo del AOTTP (SC), resaltando la necesidad de un equilibrio entre diferentes expertos, representatividad geográfica y eficacia dentro del SC. El Grupo resaltó también la importancia de que el miembro externo sea alguien que no tenga o que no haya tenido recientemente relación con ICCAT. La participación del miembro externo puede proporcionar un punto de vista independiente para respaldar decisiones y contribuir a aportar experiencias adquiridas en pesquerías que no sean de tónidos. El Grupo reconoció que, con el fin de mantener la eficacia del SC, tendrán que establecerse normas de procedimiento claras para definir las responsabilidades de cada miembro del Comité y del coordinador del AOTTP.

Finalmente, el Grupo debatió la excepcional oportunidad que brinda el AOTTP a los investigadores interesados en los tónidos tropicales, pues es una ocasión única para desarrollar proyectos que podrían complementarse con el AOTTP y beneficiarse de dicho programa como una plataforma para incrementar las colecciones de muestras y los datos, con el objetivo de cubrir las lagunas en aspectos relacionados con la biología y pesquerías de tónidos tropicales. Sin embargo, el Grupo resaltó que dichos esfuerzos tienen que coordinarse, de tal modo que no comprometan los objetivos del AOTTP.

7.2 Definición del procedimiento para actualizar el análisis de los efectos de la moratoria actual sobre los DCP.

El párrafo 26 de la Recomendación 14-01 de ICCAT solicita al SCRS que evalúe la eficacia de la veda espaciotemporal establecida en el párrafo 24 para reducir las capturas de juveniles de patudo, rabil y listado. El Grupo debatió el posible enfoque para actualizar análisis anteriores de los efectos de la moratoria para los DCP para responder a esta solicitud de la Comisión. El Grupo indicó que los modelos de evaluación de stock ejecutados durante la evaluación de patudo no permiten responder totalmente a esta cuestión, ya que la moratoria se implementó en 2013 y resultaría difícil caracterizar cualquier efecto mediante modelos de evaluación de stock sin contar con años adicionales de datos. Sin embargo, se acordó que podrían examinarse posibles cambios en los patrones de explotación, así como las tendencias en las capturas de juveniles de patudo y rabil antes y después de la moratoria para responder a esta cuestión. El Grupo indicó también que sería difícil asociar cualquier cambio a la moratoria, ya que esta tan solo se implementó en 2013. El Grupo recomendó que un pequeño grupo *ad hoc* de participantes trabaje durante el periodo intersesiones para actualizar y seguir explorando el análisis realizado y presentado al SCRS en 2014.

8. Adopción del informe y clausura

Debido al limitado tiempo disponible, durante la reunión el Grupo solo revisó y adoptó las secciones 1 y 3 y parte de las secciones 4 y 5. El resto del informe se adoptó por correspondencia. El Dr. Murua dio las gracias a los participantes y a la Secretaría por el gran trabajo realizado. La reunión fue clausurada.

Bibliografía

- Anon. 2011a. Report of the 2010 ICCAT Bigeye Tuna Stock Assessment Meeting. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(1): 1-186.
- Anon. 2011b. Report of the 2010 ICCAT Working Group on Stock Assessment Methods (Madrid, Spain, April 21 to 23, 2010). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(3): 1276-1340.
- Delgado de Molina A., Ariz J., Murua H. and Santana J.C. 2015. Spanish Fish Aggregating Device Management Plan. Preliminary data. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71(1): 515-524 de ICCAT.
- Floch L. *et al.*, 2014. Statistics of the French purse seine fishing fleet targeting tropical tunas in the Atlantic Ocean (1991-2012). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 70(6): 2669-2692.
- Hallier J.P., Stequert B., Maury O., Bard F.X. 2005. Growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Eastern Atlantic Ocean from tagging-recapture data and otolith reading. ICCAT Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 57(1): 181-194.
- Maunder, M. N. 2003. Is it time to discard the Schaefer model from the stock assessment scientist's toolbox? Fisheries Research, 61: 145-149.
- Parks W., Bard F.X., Cayré P., Kume S., Santos Guerra A. 1982. Length-weight relationships for bigeye tuna captured in the Eastern Atlantic Ocean. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 17(1): 214-225.
- Lopez, J., Moreno G., Sancristobal I., Murua H. 2014. Evolution and current state of the technology of echosounder buoys used by Spanish tropical tuna purse seiners in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans. Fisheries Research, 1550: 127-137 de ICCAT.

TABLEAUX

Tableau 1. Prises estimées (t) de thon obèse (*Thunnus obesus*) par zone, engin et pavillon, adoptées par le Groupe comme étant les meilleures estimations des ponctions totales (15 juillet 2015).

Tableau 2. Flottes utilisées dans le modèle SS3.

Tableau 3. Matrice de prise par âge (CAA) pour le thon obèse pour la période 1975-2014. La prise par âge inclut les meilleures estimations des captures ghanéennes entre 2006 et 2014.

Tableau 4. Détails des scénarios du modèle ASPIC.

Tableau 5. Indices de CPUE utilisés dans le modèle SS3.

Tableau 6. Détails des divers scénarios du modèle SS3.

Tableau 7. Indices de CPUE utilisés dans le modèle VPA.

Tableau 8. Détails des divers scénarios du modèle VPA.

Tableau 9. ASPIC : Résultats des trois scénarios avec le modèle dynamique de la biomasse.

Tableau 10. SS3 : Douze scénarios convenus sur la base du scénario 51.

Tableau 11. PME et points de référence liés à la PME pour tous les 12 scénarios étudiés.

Tableau 12. VPA : Résumé des résultats de la VPA.

Tableau 13. Matrices de stratégie de Kobe 2 d'ASPIC pour les projections de prise constante utilisant la pondération égale des trois scénarios d'évaluation.

Tableau 14. Matrices de stratégie de Kobe 2 d'ASPIC pour les projections de F constant utilisant la pondération égale des trois scénarios d'évaluation.

TABLAS

Tabla 1. Capturas estimadas (t) de patudo (*Thunnus obesus*) por área, arte y pabellón adoptadas por el Grupo como las mejores estimaciones de las extracciones totales (15 de julio de 2015).

Tabla 2. Flotas utilizadas en el modelo SS3.

Tabla 3. Matriz de captura por edad (CAA) para el patudo para el periodo 1975-2014. La captura por edad incluye las mejores estimaciones de la captura de Ghana entre 2006 y 2014.

Tabla 4. Detalles de los ensayos del modelo ASPIC.

Tabla 5. Índices de CPUE utilizados en el modelo SS3.

Tabla 6. Detalles de los diversos ensayos del modelo SS3.

Tabla 7. Índices de CPUE utilizados en el modelo VPA.

Tabla 8. Detalles de los diversos ensayos del modelo VPA.

Tabla 9. ASPIC: Resultados de los tres ensayos con el modelo de dinámica de biomasa.

Tabla 10. SS3: 12 escenarios acordados basados en el ensayo 51.

Tabla 11. RMS y puntos de referencia relacionados con RMS para los 12 escenarios investigados.

Tabla 12. VPA: Resumen de los resultados del VPA.

Tabla 13. Matriz de estrategia de Kobe 2 de ASPIC para las proyecciones de captura constante utilizando una ponderación igual de los tres ensayos de la evaluación.

Tabla 14. Matriz de estrategia de Kobe 2 de ASPIC para las proyecciones de F constante utilizando una ponderación igual de los tres ensayos de la evaluación.

FIGURES

Figure 1. Meilleures estimations, par engin de pêche principal, de la prise annuelle du thon obèse pour la période 1950-2014, telles qu'adoptées par le Groupe pour l'évaluation.

Figure 2. Distribution spatiale de la prise de thon obèse par engin. Les lignes rouges indiquent les zones du modèle SS3. Cette figure a été fournie par le scientifique d'une CPC mais elle sera actualisée et remaniée par le Secrétariat sur la base des informations convenues révisées avant d'être incluse dans le résumé exécutif.

Figure 3. Tendances de la taille moyenne du thon obèse, calculées à partir de la distribution des fréquences de taille par année, trimestre et strates de pêcherie, telles que définies par le modèle Stock synthèse. La ligne représente la tendance lisse des données.

Figure 4. Prise par taille du thon obèse par année (axe x) et classe de taille (axe y) et par engin principal. Cette figure a été fournie par le scientifique d'une CPC mais elle sera actualisée et remaniée par le Secrétariat sur la base des informations convenues révisées avant d'être incluse dans le résumé exécutif.

Figure 5. Distributions de la prise par âge annuelle (CAA) de thon obèse pour la période 1975-2014.

Figure 6. Prise de thon obèse des pêcheries de canneurs locaux des Açores, de Madère, des îles Canaries et du Sénégal.

Figure 7. Tendance du poids moyen du thon obèse sur la base des données de prise par taille des principales pêcheries (BB=canneurs, LL=palangriers, PS=senneurs) au titre de 1975-2014.

Figure 8. Tendance du poids moyen du thon obèse pour les senneurs européens et ventilée entre bancs libres (F School) et bancs associés à des DCP (Objects).

Figure 9. Estimations du nombre annuel de DCP déployés, par pavillon et total dans l'océan Atlantique (extrait du SCRS/2014/133).

Figure 10. Changement dans le temps du type de balises équipant les DCP dérivants au sein de la flottille de senneurs français (extrait du SCRS/2014/187).

Figure 11. Évolution dans le temps de l'équipement associé à la pêche sous DCP par les senneurs espagnols (Lopez *et al.*, 2014).

Figure 12. Surface explorée avec succès (n° de carrés de 5°x5° avec capture de thon obèse >1 t).

Figure 13. Numéros de carrés de 1° explorés en fonction de divers niveaux d'effort des senneurs de l'Union européenne (extrait du SCRS/2014/080).

Figure 14. Estimations de Z obtenues des diagrammes de Powell-Wetherall ; montrant les estimations de chaque année (points avec ligne hachurée) et un lissage (ligne bleue continue).

Figure 15. Séries de CPUE convenues à la réunion de préparation des données comme étant des indices approchant potentiels pour l'abondance du stock ; les points sont les valeurs standardisées, les lignes la prédiction d'un modèle additif généralisé (GAM) ajusté à tous les indices avec l'année comme terme de lissage et l'indice comme facteur (rouge) et par indice individuellement (bleue).

Figure 16. Fonctions du cycle vital utilisées dans le scénario initial de SS3 pour évaluer le thon obèse : (panneau supérieur gauche) poids-taille, (panneau supérieur droite) maturité à l'âge, (panneau inférieur gauche) croissance et (panneau inférieur droit) mortalité naturelle.

Figure 17. Vecteur de la mortalité naturelle de Lorenzen utilisé dans le modèle VPA de 2015 et vecteur utilisé en 2010.

Figure 18. ASPIC : Matrice de corrélation pour les indices convenus ; le bleu indique les corrélations positives et le rouge les négatives ; l'ordre des indices et les boîtes rectangulaires sont choisis sur la base d'une analyse de groupement hiérarchique à l'aide d'un jeu de dissemblances.

Figure 19. ASPIC : Corrélations croisées entre les indices visant à identifier d'éventuels décalages dus aux effets des classes d'âge.

Figure 20. ASPIC : Indice composite tel qu'estimé en 2015 en utilisant la même méthodologie que celle de 2010 par rapport à celle estimée en 2010. Il convient de noter que les indices utilisés en 2015 ne sont pas les mêmes que ceux de 2010.

Figure 21. ASPIC : Ajustements du modèle aux indices composites de 2010 et 2015. Trajectoire de la biomasse (panneau supérieur), mortalité par pêche (panneau du milieu) et production utilisée comme donnée d'entrée (panneau inférieur).

Figure 22. ASPIC : Ajustements ASPIC aux indices composites par rapport aux paramètres ; l'ajustement de 2010 est projeté en utilisant les prises déclarées jusqu'en 2014. Toutes les valeurs sont par rapport aux paramètres de la PME.

Figure 23. ASPIC : Somme résiduelle des profils des carrés, comme fonction de la PME, pour des scénarios ASPIC sélectionnés.

Figure 24. ASPIC : CPUE observée par rapport à CPUE ajustée : la ligne bleue est une régression linéaire ajustée aux points ; la ligne noire la ligne $y=x$. Les scénarios d'évaluation apparaissent dans les rangées et les indices apparaissent dans les colonnes, ce qui permet de comparer les diagnostics pour un seul indice dans tous les scénarios en lisant une colonne jusqu'en bas.

Figure 25. ASPIC : Valeurs résiduelles par année, avec la fonction de lissage loess et SE. Les scénarios d'évaluation apparaissent dans les rangées et les indices apparaissent dans les colonnes, ce qui permet de comparer les diagnostics pour un seul indice dans tous les scénarios en lisant une colonne jusqu'en bas.

Figure 26. ASPIC : Diagramme Quantile-quantile visant à comparer la distribution résiduelle avec la distribution normale. Les scénarios d'évaluation apparaissent dans les rangées et les indices apparaissent dans les colonnes, ce qui permet de comparer les diagnostics pour un seul indice dans tous les scénarios en lisant une colonne jusqu'en bas.

Figure 27. ASPIC : Diagramme de valeurs résiduelles par rapport à la valeur ajustée avec des centiles 5^e & 95^e afin de vérifier la relation de variance. Les scénarios d'évaluation apparaissent dans les rangées et les indices apparaissent dans les colonnes, ce qui permet de comparer les diagnostics pour un seul indice dans tous les scénarios en lisant une colonne jusqu'en bas.

Figure 28. ASPIC : Diagramme d'autocorrélation, soit $residual_{t+1}$ par opposition à $residual_t$. Les scénarios d'évaluation apparaissent dans les rangées et les indices apparaissent dans les colonnes, ce qui permet de comparer les diagnostics pour un seul indice dans tous les scénarios en lisant une colonne jusqu'en bas.

Figure 29. ASPIC : Tendence prédite du stock par indice (points) avec les estimations de la biomasse (bleu) et une régression locale (noir). Les scénarios d'évaluation apparaissent dans les rangées et les indices apparaissent dans les colonnes, ce qui permet de comparer les diagnostics pour un seul indice dans tous les scénarios en lisant une colonne jusqu'en bas.

Figure 30. ASPIC : Tendence prédite du stock par indice (points) avec les estimations de la biomasse (bleu) et une régression locale (noir).

Figure 31. ASPIC : Série temporelle de la biomasse du stock, taux de capture et capture par scénario d'évaluation.

Figure 32. ASPIC : Série temporelle de la biomasse du stock et taux de capture par rapport aux paramètres de la PME ; les lignes sont les médianes et les rubans les inter-quartiles.

Figure 33. ASPIC : Diagramme de phase de Kobe, par scénario avec les parcours montrant les médianes.

Figure 34. ASPIC : État actuel (2014) du thon obèse sur la base d'ASPIC. Le graphique combine les résultats des trois scénarios examinés. Les nuages de points décrivent les estimations par bootstrap de l'incertitude entourant l'année la plus récente (violet = scénario palangre japonaise, marron = scénario palangre des États-Unis, bleu = scénario palangre du Taipei chinois). L'estimation ponctuelle de la médiane pour les résultats de chaque modèle est représentée par des cercles vides (cyan). Les diagrammes de densité marginale en haut et à droite du diagramme principal reflètent la distribution de fréquence des estimations par bootstrap de chaque modèle par rapport à la biomasse relative (en haut) et à la mortalité par pêche relative (droite). Les lignes rouges représentent les niveaux de référence (ratios égaux à 1,0).

Figure 35. Estimations par SS3 de la biomasse du stock reproducteur (absolue) et du recrutement pour les 12 scénarios sélectionnés.

Figure 36. Estimations par SS3 de la biomasse du stock reproducteur par rapport aux paramètres de la PME (B/B_{PME}) et à la mortalité par pêche (F/F_{PME}) pour les scénarios sélectionnés.

Figure 37. SS3 : Diagramme de phase de Kobe pour chaque scénario.

Figure 38. SS3 : Diagramme de phase de Kobe pour tous les scénarios.

Figure 39. VPA : Trajectoires de F apical, F-ratio (ratio de F_{7+}/F_6), F à plusieurs âges et année terminale F obtenus de la VPA.

Figure 40. VPA : Trajectoires de SSB/SSB_0 , SSB , $F/F_{0.1}$ et F apical pour la VPA. Il est à noter que les trois dernières années des estimations de F sont réduites en raison du remplacement des trois années terminales de recrues.

Figure 41. ASPIC : Diagrammes de probabilité d'être dans la zone verte, sous-exploité et de faire l'objet de sous-exploitation pour les projections de prise pour les trois scénarios combinés.

Figure 42. ASPIC : Diagrammes de probabilité d'être dans la zone verte, sous-exploité et de faire l'objet de sous-exploitation pour les projections des stratégies de F pour les trois scénarios combinés.

Figure 43. ASPIC : Biomasse du stock projetée pour des stratégies de prise constante par chaque scénario d'évaluation.

Figure 44. ASPIC : Taux de capture projeté pour des stratégies de prise constante par chaque scénario d'évaluation.

Figure 45. ASPIC : Biomasse du stock projetée par rapport à B_{MSY} pour des stratégies de prise constante par chaque scénario d'évaluation.

Figure 46. ASPIC : Projections du taux de capture par rapport à F_{MSY} pour des stratégies de prise constante par chaque scénario d'évaluation.

Figure 47. ASPIC : Biomasse du stock projetée par rapport à B_{MSY} pour des stratégies de prise constante par chaque scénario d'évaluation.

FIGURAS

Figura 1. Mejores estimaciones, por arte pesquero principal, de la captura anual de patudo para el periodo 1950-2014, como fueron adoptadas por el Grupo para la evaluación.

Figura 2. Distribución espacial de la captura de patudo por arte. Las líneas rojas indican las áreas del modelo SS3. Esta figura fue facilitada por el científico de una CPC pero será actualizada y rehecha por la Secretaría basándose en la información acordada y revisada antes de su inclusión en el Resumen ejecutivo.

Figura 3. Tendencias de la talla media del patudo, calculadas a partir de la distribución de frecuencia de tallas por año, trimestre y estrato pesquero, tal y como los define el modelo stock Synthesis. La línea representa la tendencia lisa de los datos.

Figura 4. Captura por talla para el patudo por año (eje x), clase de talla (eje y) por arte principal. Esta figura fue facilitada por el científico de una CPC pero será actualizada y rehecha por la Secretaría basándose en la información acordada y revisada antes de su inclusión en el Resumen ejecutivo.

Figura 5. Distribuciones de captura por edad (CAA) anual de patudo para el periodo 1975-2014.

Figura 6. Captura de patudo para las pesquerías de cebo vivo locales de Azores, Madeira, Canarias y Senegal.

Figura 7. Tendencia del peso medio del patudo basándose en los datos de captura por talla por pesquerías principales (BB= cebo vivo, LL= palangre, PS= cerco) para 1975-2014.

Figura 8. Tendencia del peso medio del patudo para los cerqueros europeos y desglosada entre bancos libres (F School) y bancos asociados con DCP (Objects).

Figura 9. Números anuales estimados de DCP plantados, por pabellón, y total en el Atlántico (del SCRS/2014/133).

Figura 10. Cambio a lo largo del tiempo del tipo de boyas con las que van equipados los DCP a la deriva en la flota francesa de cerco (del SCRS/2014/187).

Figura 11. Evolución a lo largo del tiempo del equipamiento asociado con la pesca con DCP en los cerqueros españoles (López et al., 2014).

Figura 12. Superficie explorada con éxito (número de cuadrículas de $5^{\circ} \times 5^{\circ}$ con captura de BET > 1 t).

Figura 13. Número de cuadrículas de 1° exploradas de acuerdo con varios niveles de esfuerzo para los cerqueros de la Unión Europea (del SCRS/2014/080).

Figura 14. Estimaciones de Z derivadas de los diagramas de Powell-Wetherall que muestran las estimaciones de cada año (puntos con línea punteada) y un alisador (línea azul continua).

Figura 15. Series de CPUE acordadas en la reunión de preparación de datos como aproximaciones potenciales para la abundancia del stock, los puntos son los valores estandarizados, las líneas la predicción de un GAM ajustado a todos los índices con el año como alisador y el índice como factor (rojo) y por índice individualmente (azul).

Figura 16. Funciones del ciclo vital utilizadas en el ensayo inicial del SS3 con el fin de evaluar, para el patudo: arriba izquierda: el peso-talla; arriba derecha: la madurez por edad; abajo izquierda: el crecimiento y abajo derecha: la mortalidad natural.

Figura 17. Vector de mortalidad natural de Lorenzen utilizado en el modelo VPA de 2015 y vector utilizado en 2010.

Figura 18. ASPIC: Matriz de correlación para los índices acordados, el azul indica correlaciones positivas y el rojo negativas. El orden de los índices y los rectángulos se escogió basándose en el análisis jerárquico de conglomerados utilizando un conjunto de diferencias.

Figura 19. ASPIC: Correlaciones cruzadas entre los índices, para identificar posibles desfases debidos a los efectos de la clase anual.

Figura 20. ASPIC: Índice compuesto estimado en 2015 usando la misma metodología que en 2010 comparado con el estimado en 2010. Cabe señalar que los índices usados en 2015 no son los mismos que los usados en 2010.

Figura 21. ASPIC: Ajustes del modelo a los índices compuestos de 2010 y 2015. Trayectoria de la biomasa (panel superior), mortalidad por pesca (panel medio) y rendimiento usados como datos de entrada (panel inferior),

Figura 22. ASPIC: Ajustes de ASPIC a los índices compuestos respecto a los elementos de referencia; el ajuste de 2010 se ha proyectado usando las capturas declaradas hasta 2014. Todos los valores son relativos a los elementos de referencia del RMS.

Figura 23. ASPIC: Suma residual de los perfiles cuadrados, como una función de RMS, para ensayos seleccionados de ASPIC.

Figura 24. ASPIC: CPUE observada frente a CPUE ajustada, la línea azul es una regresión lineal ajustada a puntos, la línea negra es la línea $y=x$. Los escenarios de evaluación se muestran en filas y los índices en columnas, lo que permite comparar los diagnósticos para un solo índice en todos los ensayos leyendo una columna hacia abajo.

Figura 25. ASPIC: Valores residuales por años, con un alisador Loess y SE. Los escenarios de evaluación se muestran en filas y los índices en columnas, lo que permite comparar los diagnósticos para un solo índice en todos los ensayos leyendo una columna hacia abajo.

Figura 26. ASPIC: Diagrama cuantil-cuantil para comparar la distribución residual con la distribución normal. Los escenarios de evaluación se muestran en filas y los índices en columnas, lo que permite comparar los diagnósticos para un solo índice en todos los ensayos leyendo una columna hacia abajo.

Figura 27. ASPIC: Diagrama de los valores residuales frente al valor ajustado con percentiles 5° y 95°, y para comprobar la relación de varianza. Los escenarios de evaluación se muestran en filas y los índices en columnas, lo que permite comparar los diagnósticos para un solo índice en todos los ensayos leyendo una columna hacia abajo.

Figura 28. ASPIC: Diagrama de autocorrelación, es decir residual_{t+1} frente a residual_t . Los escenarios de evaluación se muestran en filas y los índices en columnas, lo que permite comparar los diagnósticos para un solo índice en todos los ensayos leyendo una columna hacia abajo.

Figura 29. ASPIC: Tendencia predicha del stock por índice (puntos), con estimaciones de biomasa (azul) y una regresión local (negro). Los escenarios de evaluación se muestran en filas y los índices en columnas, lo que permite comparar los diagnósticos para un solo índice en todos los ensayos leyendo una columna hacia abajo.

Figura 30. ASPIC: Tendencia predicha del stock por índice (puntos), con estimaciones de biomasa (azul) y una regresión local (negro).

Figura 31. ASPIC: Serie temporal de la biomasa del stock, tasa de captura y captura por escenario de la evaluación.

Figura 32. ASPIC: Serie temporal de la biomasa del stock y tasa de captura respecto a los elementos de referencia del RMS, las líneas son medianas y los lazos intercuartiles.

Figura 33. ASPIC: Diagrama de fase de Kobe, por ensayo con recorridos que muestran las medianas.

Figura 34. ASPIC: Estado actual (2014) del patudo basado en ASPIC. El gráfico combina los resultados de los 3 ensayos considerados. La nube de puntos representa las estimaciones por *bootstrap* de la incertidumbre para el año más reciente (púrpura=ensayo Japón LL, marrón=ensayo US LL, azul=ensayo Taipei Chino LL). La estimación puntual de la mediana para los resultados de cada modelo se muestra en círculos vacíos (cian). Los diagramas de densidad marginal encima y a la derecha del gráfico principal reflejan la distribución de frecuencias de las estimaciones por bootstrap de cada modelo respecto a la biomasa relativa (arriba) y a la mortalidad por pesca relativa (derecha). Las líneas rojas representan los niveles de referencia (ratios igual a 1,0).

Figura 35. Biomasa del stock reproductor estimada por SS3 (absoluta) y reclutamiento para los 12 ensayos seleccionados.

Figura 36. Biomasa del stock reproductor y mortalidad por pesca (F/F_{RMS}) respecto a los elementos de referencia del RMS (B/B_{RMS}) estimadas mediante SS3 para los ensayos seleccionados.

Figura 37. SS3: Diagrama de fase de Kobe por cada escenario.

Figura 38. SS3: Diagrama de fase de Kobe por todos los escenarios.

Figura 39. VPA: Trayectoria de F apical, ratio de F (ratio de F_{7+}/F_6), F en varias edades y F terminal a partir del VPA.

Figura 40. VPA: Trayectorias de SSB/SSB₀, SSB, $F/F_{0.1}$ y F apical para el VPA. Cabe señalar que los tres últimos años de las estimaciones de F se han reducido debido a la sustitución de tres años terminales de reclutas.

Figura 41. ASPIC: Diagramas de probabilidad de encontrarse en la zona verde, de estar subexplotado y experimentando subexplotación para las proyecciones de captura de los 3 ensayos combinados.

Figura 42. ASPIC: Diagramas de probabilidad de encontrarse en la zona verde, de estar subexplotado y experimentando subexplotación para las proyecciones de las estrategias de F para los 3 ensayos combinados.

Figura 43. ASPIC: Biomasa del stock proyectada para estrategias de captura constante por cada ensayo de la evaluación.

Figura 44. ASPIC: Tasa de captura proyectada para estrategias de captura constante por cada ensayo de la evaluación.

Figura 45. ASPIC: Biomasa del stock proyectada con respecto a la B_{RMS} para estrategias de captura constante por cada ensayo de la evaluación.

Figura 46. ASPIC: Tasa de captura proyectada con respecto a la B_{RMS} para estrategias de captura constante por cada ensayo de la evaluación.

Figura 47. ASPIC: Biomasa del stock proyectada con respecto a la a la B_{RMS} para estrategias de tasas de captura constante por ensayo de la evaluación.

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour.

Appendice 2. Liste de participants.

Appendice 3. Liste de documents.

Appendice 4. Spécifications de la VPA.

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día.

Apéndice 2. Lista de participantes.

Apéndice 3. Lista de documentos.

Apéndice 4. Especificaciones del VPA

Table 3. Catch at age (CAA) matrix for bigeye tuna for the period 1975-2014. Catch-at-age includes the best estimates of Ghana catch between 2006 and 2014.

Year	Age0	Age1	Age2	Age3	Age4	Age5	Age6	Age7+
1975	590075	291789	372592	258167	254018	157497	83912	105435
1976	1568826	601669	201109	171394	155971	112648	66651	60989
1977	1479079	590746	317721	238859	201174	140874	73092	59302
1978	947152	871165	332446	221270	174857	108437	63047	73504
1979	814374	542328	376506	186082	151089	91644	55298	65795
1980	1370218	955366	289129	432937	244508	133817	69306	59926
1981	3047619	1174755	354703	332136	302176	138635	60823	49412
1982	2097903	1086598	299974	421715	329823	181392	83466	60089
1983	2294423	1180720	343594	268688	244941	124605	53758	51692
1984	1937725	1646424	469171	381278	288181	155747	60263	47893
1985	1768553	1062078	461241	379402	347228	215251	91490	55338
1986	2080697	1317193	354279	323711	265748	150489	68903	44690
1987	1849186	732323	266094	303614	250508	179158	67564	34219
1988	2011477	506694	403589	407226	351507	148042	59835	39122
1989	2636991	897327	270255	433633	399452	211395	90827	56998
1990	4004450	1029203	477229	488985	405051	202419	78594	31273
1991	5600646	1427356	561387	461798	525554	271552	64107	33799
1992	5180806	1697912	628291	664351	440454	196942	77944	51724
1993	6936087	2188778	841610	523644	412427	236529	100475	73510
1994	7649321	2195316	935250	658743	382449	282039	130169	117178
1995	6777020	2381295	748278	697812	363646	233205	129533	138240
1996	6582217	2029731	651702	518019	386930	266754	144010	149413
1997	7297045	1999117	509503	516604	537755	201426	98552	89987
1998	6667761	1797699	622049	514958	461393	215030	89584	84163
1999	6737608	3220737	888845	699172	371738	212791	104222	81892
2000	5485092	2228592	816848	642028	373290	152182	72387	91214
2001	5655238	1793603	476369	500421	355325	169969	61319	60367
2002	4542497	1802508	295013	301322	297631	201733	75989	71304
2003	5602475	2177706	292608	276869	306919	277908	104088	90433
2004	9610329	2331945	317635	274298	301715	182988	90581	68968
2005	5447739	1431567	310637	248463	229238	152558	72026	61887
2006	3657108	1260035	386827	374662	187736	121138	74416	62123
2007	4188249	1074763	305733	255093	209527	149490	100032	132310
2008	5841640	918920	231990	196512	182404	148298	86882	103390
2009	5642110	1928420	416466	257002	245933	168605	94081	101050
2010	7675604	1518290	364848	265456	213462	155808	92441	105678
2011	6753468	2101693	460669	357171	227104	144848	89047	89715
2012	5196244	1498779	525875	305510	215684	127493	73043	76649
2013	5063351	1261877	467224	266668	159329	112140	72484	89440
2014	5442268	1040631	267407	246111	215142	140197	76368	95735

Table 4. Details of the ASPIC model runs.

Run	Specification	N° indices
Run1	CPUE included – US_W	Single
Run2	CPUE included – JN_LL_CORE_W	Single
Run3	CPUE included – Late CH_TAI_CORE_W_LOG	Single
Mult 1	Chinese Taipei Longline early and late period indices	Multiple
Mult 2	Chinese Taipei late and Uruguay late period Longline indices	Multiple
Mult 3	Japan, Uruguay early and US Longline	Multiple
Combined	Combined index of US Longline Weight, early Chinese-Taipei, Late Chinese-Taipei core are in weight, Japan Longline core area in weight, Uruguay early in weight, and Uruguay late in weight	Combined index

Table 5. CPUE indices used in the SS3 model.

Index	Description	document	SS	SS area
US_N	US PLL index in number 1986-2014	SCRS-2015-082	Yes	1
CH_TAI_ALL_N_T2	CH_TAI LL index in number, task 2 data (1968-1992), whole Atlantic Ocean	SCRS-2015-091	Yes	2
CH_TAI_CORE_N_LOG	CH_TAI LL index in number, logbook data, BET fleet, core area, 1993-2014	"	Yes	2
JN_LL_CORE_N	JNLL index in N, core area (2, mainly, 1961-2014)	SCRS-2015-071	Yes*	1,2,3
URU_W_1 index	URU LL index time period 1 (1982-1991) in w	SCRS/2015/098	Yes	3
URU_W_2	URU LL index time period 2 (1992-2010) in w	"	Yes	3
AZ_BB	Azores baitboat index	SCRS/2015/62	Yes	1

Table 6. Details of the various SS3 model runs.

Run	Specifications
11h	Base model described in section 3.2
11	Same as 11h but steepness fixed at 0.7
12	All longline fleets are spline, h fixed at 0.70
12h	Same as 12 but h estimated
30	Same as 11, but fix the growth at Hallier values. No PS index
30h	Same as 30 but h estimated
31	Model 30 with fixed full selectivity on age 0 for all fleets
31h	Same as 30 with estimated steepness
32	Same as 31 with estimated sigma-r
33	Same as 32 but seasonal recruitment estimated
34	Seasonal recruitment estimated and steepness fixed at 0.70
34h	Same as 34 with estimated steepness
50h	Same as 34h with varying q on Japan LL CPUE in Area 2
51h	Same as 34h with varying q on Japan LL CPUE in areas 1,2 and 3, Lambda = 1
51h07	Same as 51h with steepness fixed at 0.7
51h08	Same as 51h with steepness fixed at 0.8
51h09	Same as 51h with steepness fixed at 0.9
51h07R	Same as 51h07 with Richards growth curve from Hallier et al. (2005)
51h08R	Same as 51h08 with Richards growth curve from Hallier et al. (2005)
51h09R	Same as 51h09 with Richards growth curve from Hallier et al. (2005)
51h07L05	Same as 51h07 with Lambda 0.5
51h08 L05	Same as 51h08 with Lambda 0.5
51h09 L05	Same as 51h09 with Lambda 0.5
51h07RL05	Same as 51h07R with Lambda 0.5
51h08R RL05	Same as 51h08R with Lambda 0.5
51h09R RL05	Same as 51h09R with Lambda 0.5
51h8mL	Same as 51h with lower M level
51h8mL	Same as 51h with higher M level

Table 7. CPUE indices used in the VPA model.

1	US PLL	US PLL index in number (1986-2014)
2	JAP_LL_ALL	JLL N, core area (2, mainly) 1975-2014
3	URU_LL_EARLY	URU LL (1982-1991) in weight
4	URU_LL_LATE	URU LL (1992-2010) in weight
5	CHIN_TAI_LL_EARLY	TAI LL N task 2 data (1968-1992)
6	CHIN_TAI_LL_LATE	TAI LL N, logbook data, core area (1993-2014)

Table 8. Details of the various VPA model runs.

Run	name
Run0	2010 VPA
Run1	Mimic 2010 VPA
Run2	use SS natural mortality, same specs
Run3	New specs, all term F parms estimated, increase sigma on cpue to 0.4
Run4	same as 3, 4 time blocks
Run5	age 10+
Run6	age 13+
Run7	NoJLL, like 3
Run8	NoUSLL, like 3
Run9	NoUru, like 3
Run10	NoChTai, like 3
Run11	Like 4, split ChiTai
Run12	Like 5, split ChiTai
Run13	Like 11, split URU
Run14	Like 11, but new CAA
Run15	Like 11 but input CV wt URU
Run16	Like 11 but double CV on URU
Run17	use old TAI LL PCAA back in time
Run18	Like 14, remove URU LL
Run19	Like 14, but age links on F
Run20	Like18 est var scaling
Run21	Like14 est var scaling*
Run22	Like14 fix scaling
Run23	Like 21 but remove vuln penalty

**preferred model configuration

Table 9. ASPIC: Results from the three runs with the biomass dynamic model.

	ASPIC RUN1_USLL			ASPIC RUN2_JLL			ASPIC RUN3_CHTAI		
	MLE	80%LCL	80%UCL	MLE	80%UCL	80%UCL	MLE	80%UCL	80%UCL
K (B virgin)	1,944,000	1,372,000	3,419,000	1,253,000	1,021,000	1,587,000	1,003,000	825,500	1,278,000
MSY(mt)	66030	37060	75920	75900	68130	81100	86830	82280	89060
SSBmsy	715200	504600	1258000	461100	375500	583800	368900	303700	470300
Fmsy (exploitatic)	0.092	0.031	0.150	0.165	0.116	0.216	0.235	0.178	0.290
SSB/SSBmsy	0.749	0.593	0.925	0.554	0.474	0.634	1.225	1.050	1.380
F/Fmsy	1.209	0.896	1.947	1.436	1.210	1.766	0.576	0.493	0.689

Table 10. SS3: Agreed 12 scenarios based on run 51.

Common specifications for all Run 51	
•	Growth is fixed to the Hallier et al. (2005) growth function
•	Allow fishing mortality on age_0 for all fleets
•	Remove the purse seine index
•	Sigma-r is estimated
•	Varying catchability in areas 1, 2, and 3 for Japanese longline.
•	
Modifications to common specifications to build 12 scenarios	
•	3 different Steepness values of 0.7, 0.8 and 0.9: name scenarios as Run 51h7, Run 51h8 and Run 51h9 .
•	2 values of Lambda of 1 (as above Run 51h7, Run 51h8 and Run 51h9) and 0.5 (Run 51h7L05, Run 51h8 L05 and Run 51h9 L05).
•	Different growth curve using Richards growth model from Hallier et al. (2005) (with Lambda 1 51h07R, 51h08R and 51h09R ; and with Lambda 0.5 51h07RL05, 51h08R RL05, and 51h09R RL05).

Table 11. MSY and MSY related reference points for all the 12 scenarios investigated.

Run Number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Natural Mortality	Mid	Mid	Mid	Mid	Mid	Mid	Mid	Mid	Mid	Mid	Mid	Mid
Length Lambda	1	1	1	1	1	1	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Growth	VB	VB	VB	Richards	Richards	Richards	VB	VB	VB	Richards	Richards	Richards
Steepness	0.7	0.8	0.9	0.7	0.8	0.9	0.7	0.8	0.9	0.7	0.8	0.9
Model_name	Model_51h7	Model_51h8	Model_51h9	Model_51h7R	M_51h8R	M_51h9R	Model_51h7L05	Model_51h8L05	Model_51h9L05	Model_51h7RL05	Model_51h8RL05	Model_51h9RL05
Unfished SSB	2,342,600	2,144,940	2,046,290	2,159,580	2,023,140	1,968,130	2,429,430	2,246,250	2,180,170	2,274,000	2,161,800	2,138,580
Unfished Total Biomass	2,559,740	2,343,760	2,235,970	2,393,960	2,242,620	2,181,610	2,654,510	2,454,250	2,382,080	2,520,760	2,396,390	2,370,650
Unfished Rec. (R0)	28,082	25,712	24,530	31,082	29,117	28,325	29,122	26,925	26,133	32,728	31,114	30,779
SSB at 40% B0	937,039	857,977	818,517	863,832	809,256	787,250	971,773	898,501	872,066	909,602	864,722	855,433
F at 40 % B0	0.1279	0.1370	0.1459	0.1383	0.1498	0.1598	0.1247	0.1342	0.1436	0.1344	0.1456	0.1560
Total Yield at 40% B0	78,614	80,341	82,318	78,419	81,003	84,697	83,418	85,662	88,679	84,879	88,909	94,007
SSB at 40 % SPR	768,372	772,179	783,438	708,342	728,330	753,511	796,854	808,651	834,692	745,874	778,249	818,772
F at 40 % SPR	0.1552	0.1532	0.1533	0.1685	0.1679	0.1680	0.1511	0.1500	0.1508	0.1637	0.1632	0.1640
Yield at 40 % SPR	80,810	82,550	83,617	80,530	83,225	86,025	85,835	88,065	90,104	87,233	91,373	95,495
SSB at MSY	732,249	601,354	491,550	678,732	566,461	472,195	754,760	624,921	516,162	711,430	603,263	510,670
SPR at MSY	0.3862	0.3253	0.2613	0.3878	0.3250	0.2610	0.3845	0.3233	0.2580	0.3865	0.3241	0.2599
F at MSY	0.1618	0.1916	0.2325	0.1750	0.2113	0.2579	0.1582	0.1885	0.2304	0.1706	0.2056	0.2521
MSY	80,889	84,519	89,464	80,592	85,214	92,009	85,941	90,282	96,719	87,314	93,614	102,268

Table 12. VPA: Summary of VPA results.

VPA	Median	MLE	80%LCL	80%UCL
K (B virgin)*	2506500	2446000	2033900	3458000
MSY(mt)+	103550	102300	89490	135530
SSB _{F0.1}	630400	615673	532680	854510
F _{msy} (F _{0.1})	0.287	0.278	0.231	0.341
SSB/SSB _{F0.1}	0.717	0.680	0.448	1.030
F/F _{0.1} *\$	0.896	0.925	0.517	1.586
*obtained by projecting model 100 yrs with constant recruitment at arithmetic mean				
"+ obtained by projecting at F0.1"				
"\$ geometric mean of 2012-2014"				

Table 13. ASPIC Kobe2 Strategy Matrix for the constant catch projections using equal weighting of the three assessment runs.

Constant catch projections														
Probability of Underfishing (F<Fmsy)														
tac (000 t)	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0	39	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
40	39	82	87	90	91	92	93	93	94	94	94	95	95	95
45	39	70	76	81	84	86	87	88	90	91	91	91	92	92
50	39	58	64	70	74	78	80	82	83	84	85	86	87	87
55	39	49	53	57	62	65	69	71	73	76	77	79	80	81
60	39	44	46	48	50	53	56	59	61	63	65	66	68	69
65	39	41	42	42	44	45	46	47	49	51	51	53	54	55
70	39	37	38	38	39	39	40	41	41	42	43	43	44	44
75	39	35	35	35	35	36	36	36	36	37	37	37	38	38
80	39	33	33	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32
85	39	33	33	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32	32
90	39	31	31	30	30	29	28	28	28	27	26	26	25	24
95	39	29	28	26	25	23	21	19	17	15	14	12	10	9
100	39	25	23	19	16	13	10	7	6	4	3	2	2	2
Probability of being underfished (B>Bmsy)														
tac (000 t)	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0	34	35	41	53	73	85	92	94	96	97	97	98	98	99
40	34	35	37	40	45	50	58	66	72	77	81	83	85	87
45	34	35	36	39	43	47	52	59	65	70	74	78	81	83
50	34	35	36	38	41	44	47	52	57	62	67	70	73	76
55	34	35	36	37	39	42	44	47	50	53	57	61	64	67
60	34	35	35	36	38	39	41	43	45	47	49	52	54	56
65	34	35	35	36	36	38	39	40	41	42	44	45	46	47
70	34	35	35	35	35	36	37	37	38	39	39	40	40	41
75	34	35	35	35	35	35	35	35	35	36	36	36	36	36
80	34	35	34	34	34	33	33	33	33	33	33	32	32	32
85	34	35	34	34	34	33	33	33	33	33	33	32	32	32
90	34	35	34	33	33	32	32	31	31	30	29	29	28	28
95	34	35	34	33	31	31	29	28	26	24	22	20	19	16
100	34	35	33	31	30	28	25	22	18	15	12	9	7	5
Probability of being in the green zone (B>Bmsy and F<Fmsy)														
tac (000 t)	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0	34	35	41	53	73	85	92	94	96	97	97	98	98	99
40	34	35	37	40	45	50	58	66	72	77	81	83	85	87
45	34	35	36	39	43	47	52	59	65	70	74	78	81	83
50	34	35	36	38	41	44	47	52	57	62	67	70	73	76
55	34	35	36	37	39	42	44	47	50	53	57	61	64	67
60	34	35	35	36	38	39	41	43	45	47	49	52	54	56
65	34	34	35	35	36	37	39	40	41	42	44	45	46	47
70	34	34	35	35	35	36	36	37	38	39	39	40	40	41
75	34	34	34	35	35	35	35	35	35	35	35	36	36	36
80	34	33	33	33	33	33	32	32	32	32	32	32	32	32
85	34	33	33	33	33	33	32	32	32	32	32	32	32	32
90	34	31	31	30	30	29	28	28	28	27	26	26	25	24
95	34	29	28	26	25	23	21	19	17	15	14	12	10	9
100	34	25	23	19	16	13	10	8	6	4	3	2	2	2

Table 14. ASPIC Kobe2 Strategy Matrix for the constant F projections using equal weighting of the three assessment runs.

Constant F projections														
Probability of Underfishing (F<Fmsy)														
Fmult	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0	39	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.075	39	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.15	39	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99
0.225	39	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99
0.3	39	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99
0.375	39	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99
0.45	39	98	98	98	98	98	98	98	98	98	98	98	98	98
0.525	39	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95
0.6	39	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90
0.675	39	78	78	78	78	78	78	78	78	78	78	78	78	78
0.75	39	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63
0.825	39	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54	54
0.9	39	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47	47
0.975	39	43	43	43	43	43	43	43	43	43	43	43	43	43
1.05	39	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
1.125	39	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37	37
1.2	39	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35
1.275	39	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34
1.35	39	33	33	33	33	33	33	33	33	33	33	33	33	33
1.425	39	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31
1.5	39	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29
Probability of Underfished (B>Bmsy)														
Fmult	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0	34	35	41	53	73	85	92	94	96	97	97	98	98	99
0.075	34	35	40	50	68	82	89	93	94	96	96	97	97	98
0.15	34	35	39	48	63	77	86	90	93	94	96	96	97	97
0.225	34	35	39	46	58	72	81	87	91	93	94	95	96	96
0.3	34	35	38	45	53	66	76	83	87	90	93	93	94	95
0.375	34	35	38	44	50	60	70	77	83	86	89	91	92	93
0.45	34	35	37	43	47	54	63	70	76	80	84	86	88	90
0.525	34	35	37	41	45	50	56	62	68	72	76	79	82	84
0.6	34	35	37	40	44	47	51	55	60	63	67	70	72	75
0.675	34	35	36	39	42	44	47	50	52	55	58	60	62	64
0.75	34	35	36	38	40	43	44	46	48	49	51	52	53	54
0.825	34	35	36	37	39	41	42	43	44	45	46	47	47	48
0.9	34	35	35	37	38	39	40	41	42	43	43	44	44	44
0.975	34	35	35	36	37	38	38	39	40	40	40	41	41	42
1.05	34	35	35	35	36	36	37	37	38	38	38	38	38	39
1.125	34	35	35	35	35	35	36	36	36	36	36	36	36	36
1.2	34	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35
1.275	34	35	34	34	35	34	34	34	34	34	34	34	34	34
1.35	34	35	34	34	34	34	33	33	33	33	33	33	33	33
1.425	34	35	34	33	33	33	32	32	32	32	32	32	31	31
1.5	34	35	34	33	32	31	31	31	31	30	30	30	30	30
Probability of being in the green zone (B>Bmsy and F<Fmsy)														
Fmult	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0	34	35	41	53	73	85	92	94	96	97	97	98	98	99
0.075	34	35	40	50	68	82	89	93	94	96	96	97	97	98
0.15	34	35	39	48	63	77	86	90	93	94	96	96	97	97
0.225	34	35	39	46	58	72	81	87	91	93	94	95	96	96
0.3	34	35	38	45	53	66	76	83	87	90	93	93	94	95
0.375	34	35	38	44	50	60	70	77	83	86	89	91	92	93
0.45	34	35	37	43	47	54	63	70	76	80	84	86	88	90
0.525	34	35	37	41	45	50	56	62	68	72	76	79	82	84
0.6	34	35	37	40	44	47	51	55	60	63	67	70	72	75
0.675	34	35	36	39	42	44	47	50	52	55	58	60	62	64
0.75	34	35	36	38	40	43	44	46	48	49	51	52	53	54
0.825	34	35	36	37	39	41	42	43	44	45	46	47	47	48
0.9	34	35	35	37	38	39	40	41	42	43	43	44	44	44
0.975	34	35	35	36	37	38	38	39	40	40	40	41	41	42
1.05	34	35	35	35	36	36	37	37	37	38	38	38	38	38
1.125	34	34	35	35	35	35	35	36	36	36	36	36	36	36
1.2	34	34	34	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35
1.275	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34	34
1.35	34	33	33	33	33	33	33	33	33	33	33	33	33	33
1.425	34	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31
1.5	34	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29

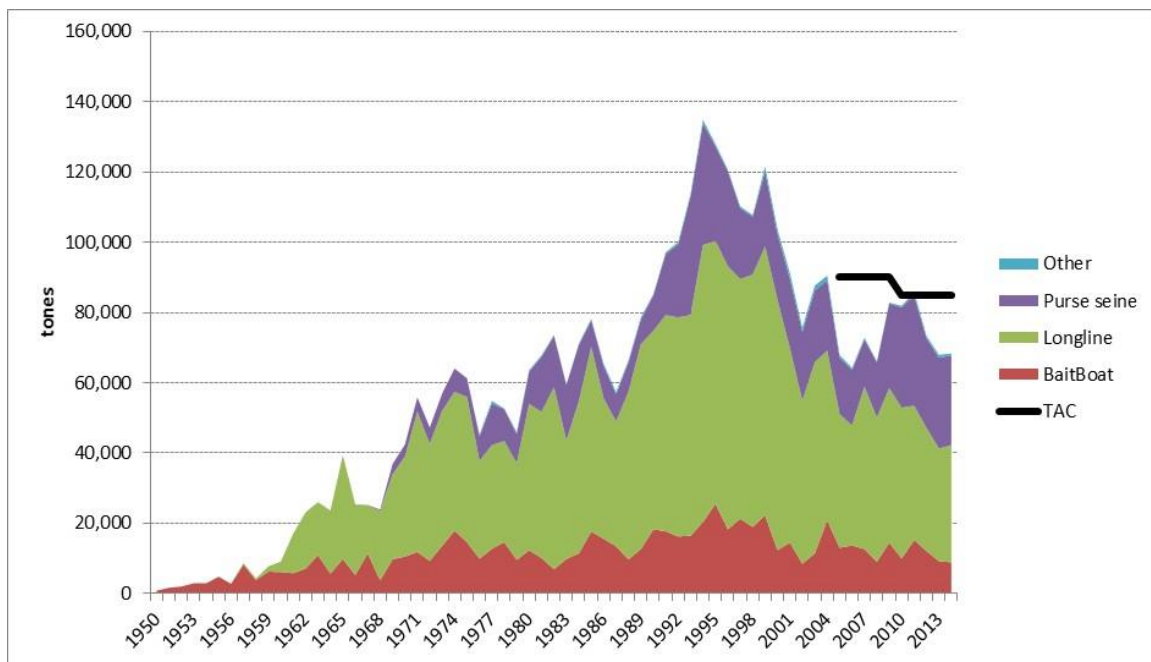


Figure 1. Best estimates, by main fishing gear, of bigeye tuna annual catch for the period 1950-2014, as adopted by the Group for the assessment.

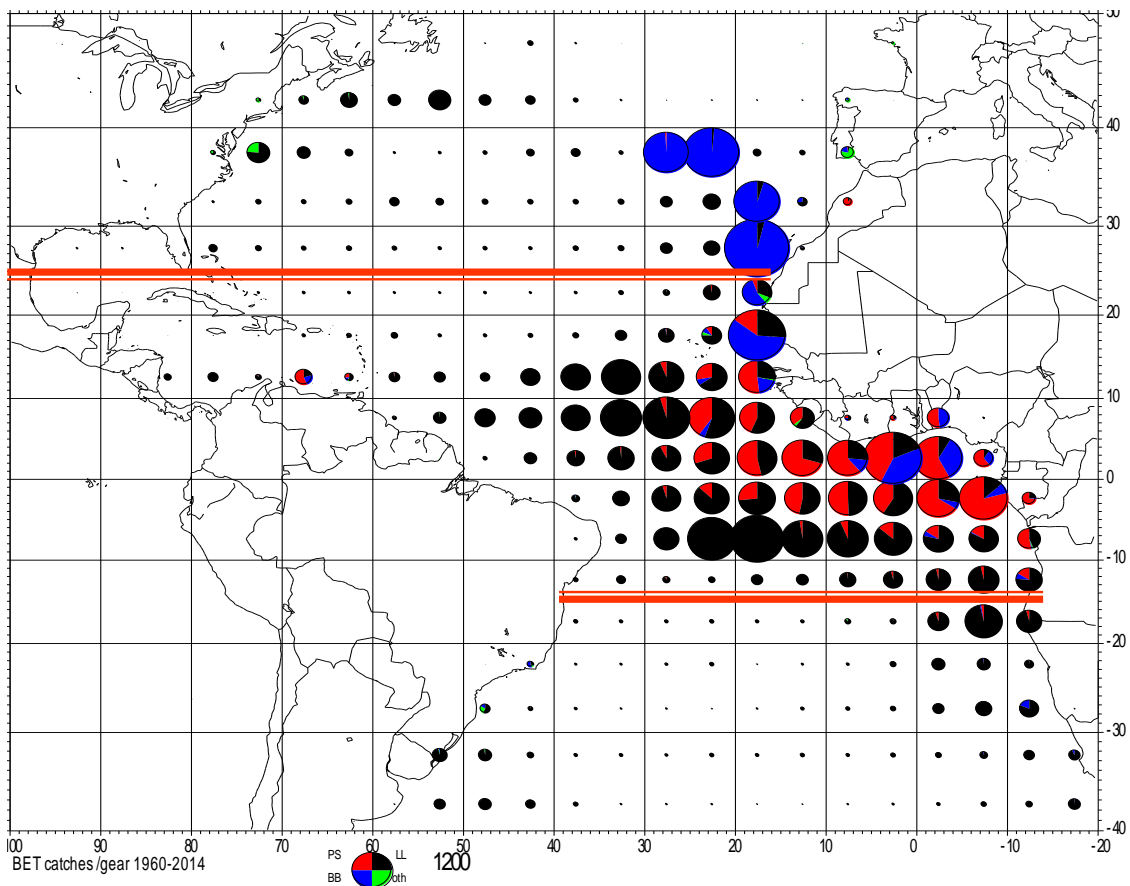


Figure 2. Spatial distribution of BET catch by gear. The red lines indicate SS3 model areas. This figure was provided by a CPC scientist but will be updated and redrafted by the Secretariat based on the revised agreed information prior to inclusion in the Executive Summary.



Figure 3. Trends of mean size of bigeye tuna, calculated from the size frequency distribution by year, quarter and fishery strata, as defined for the Stock Synthesis model. Line represents the smooth trend of the data.

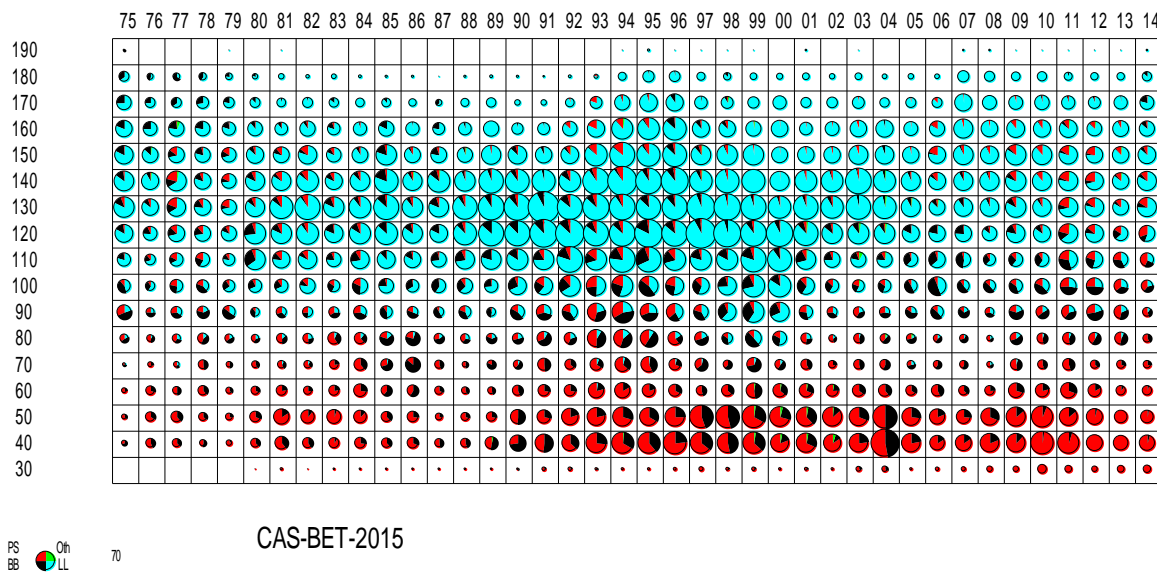


Figure 4. Catch-at-size for bigeye tuna by year (x axis) size class (y-axis) per major gear. This figure was provided by a CPC scientist but will be updated and redrafted by the Secretariat based on the revised agreed information prior to inclusion in the Executive Summary.

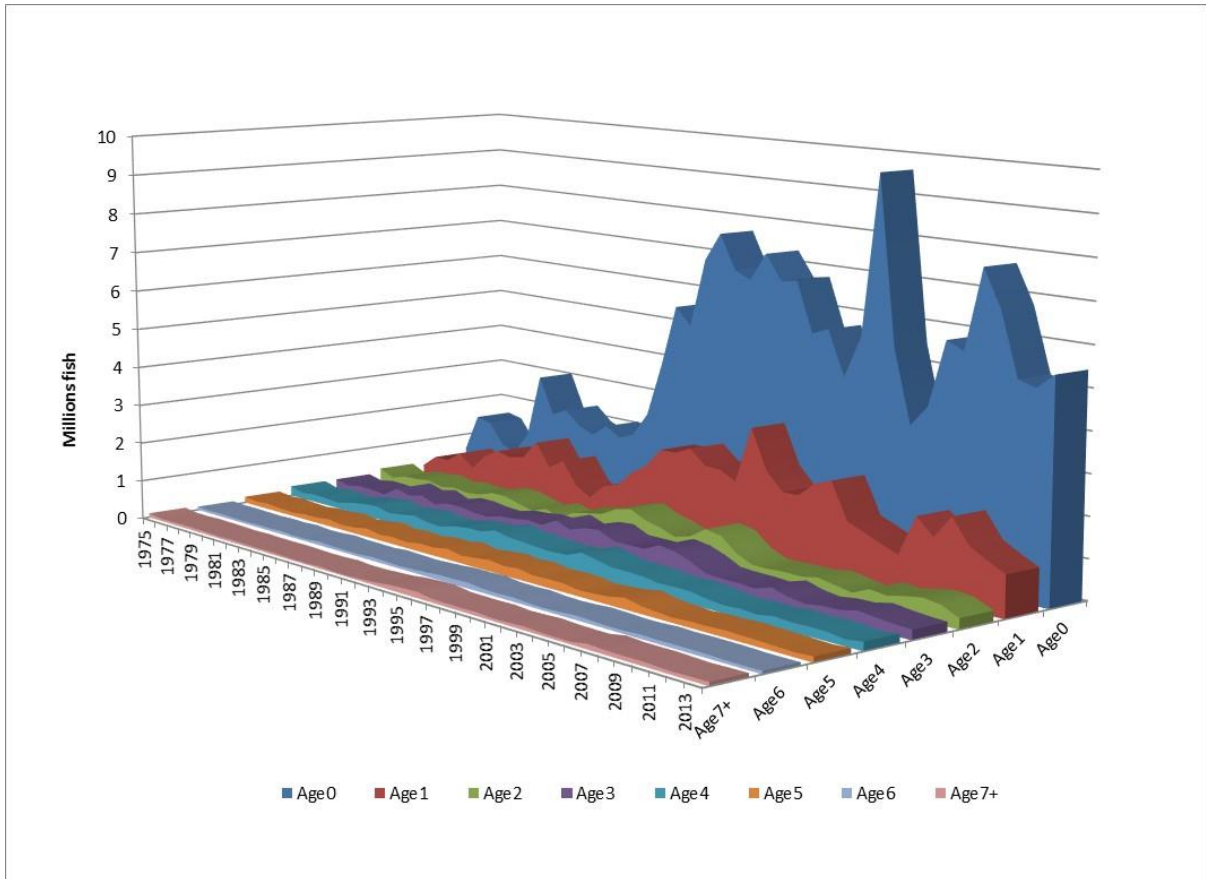


Figure 5. Annual bigeye tuna catch-at-age (CAA) distributions for the period 1975-2014.

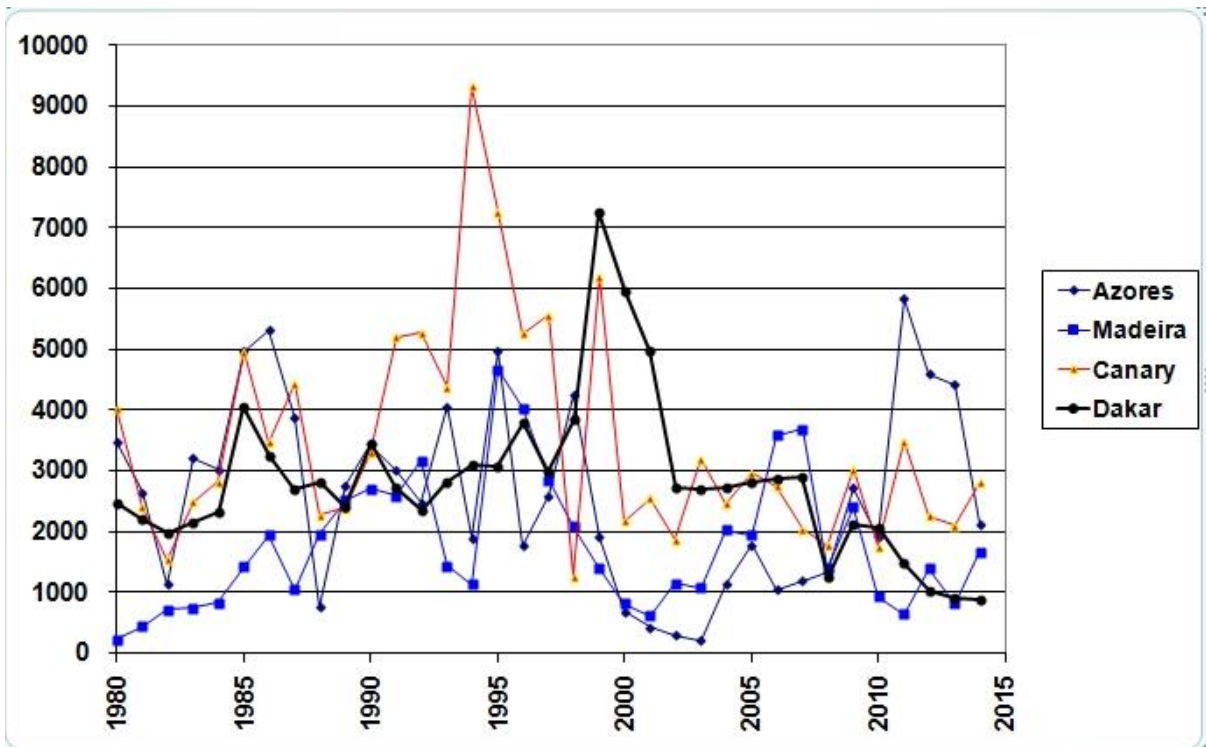


Figure 6. Bigeye catch for the local baitboat fisheries of Azores, Madeira, Canary Islands and Senegal.

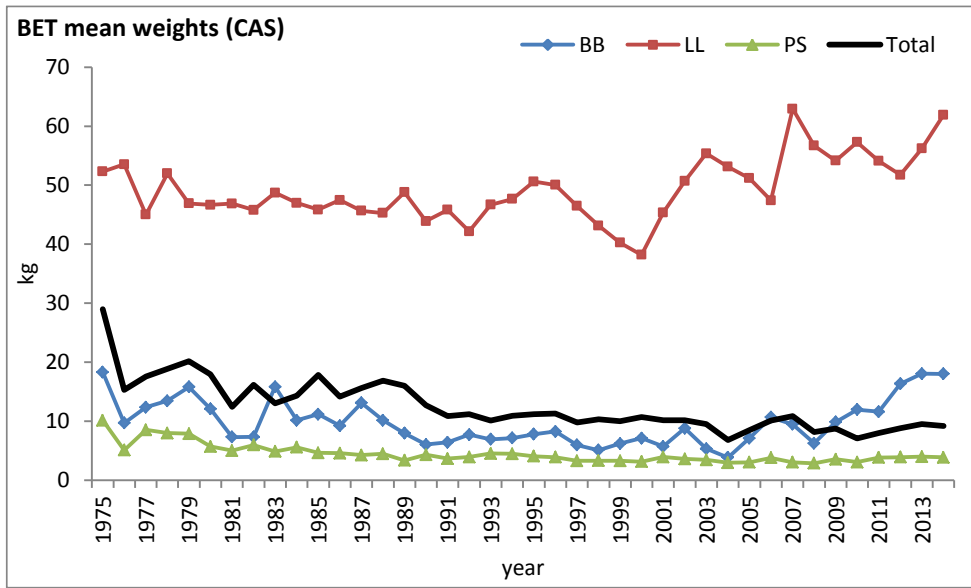


Figure 7. Trend of mean weight for bigeye tuna based on the catch-at-size data by major fisheries (BB=Baitboats, LL=Longlines, PS=Purse seine) for 1975-2014.

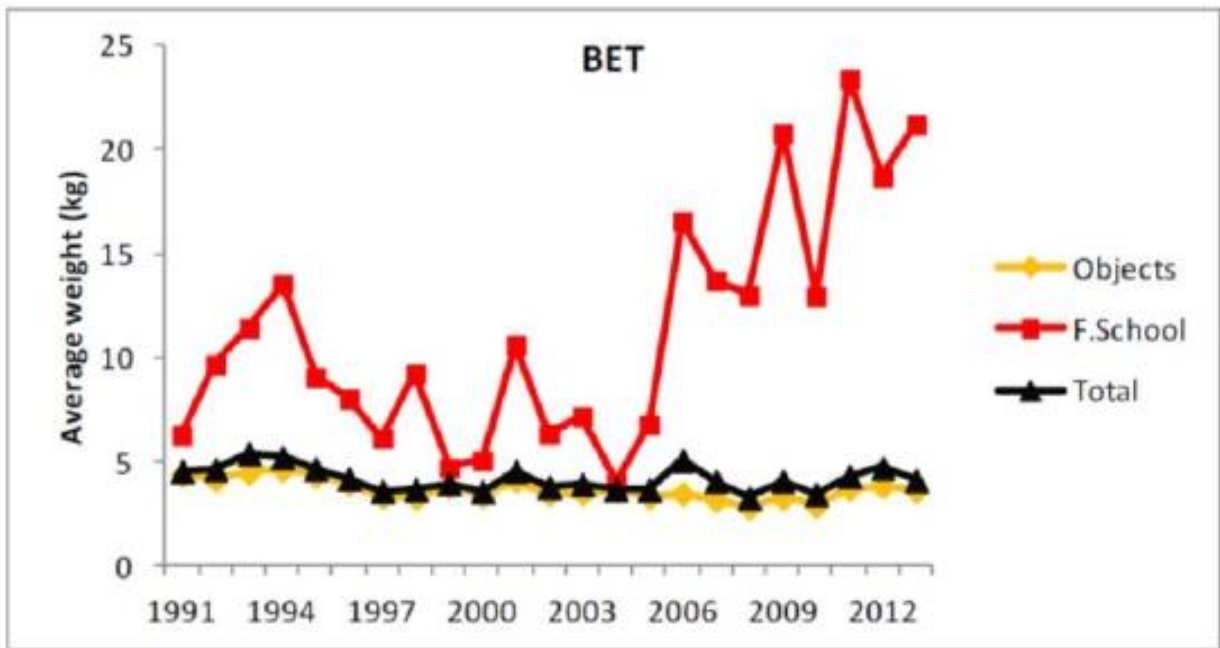


Figure 8. Trend of mean weight for bigeye tuna for European purse seiners and separated between free schools (F School) and FAD associated schools (Objects).

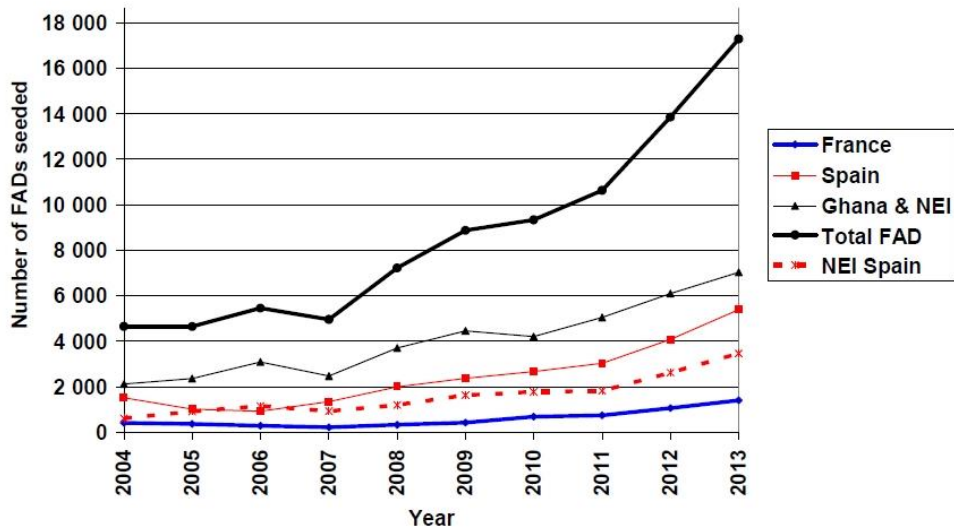


Figure 9. Estimated yearly numbers of FADs seeded, by flags and total in the Atlantic Ocean (from SCRS/2014/133).

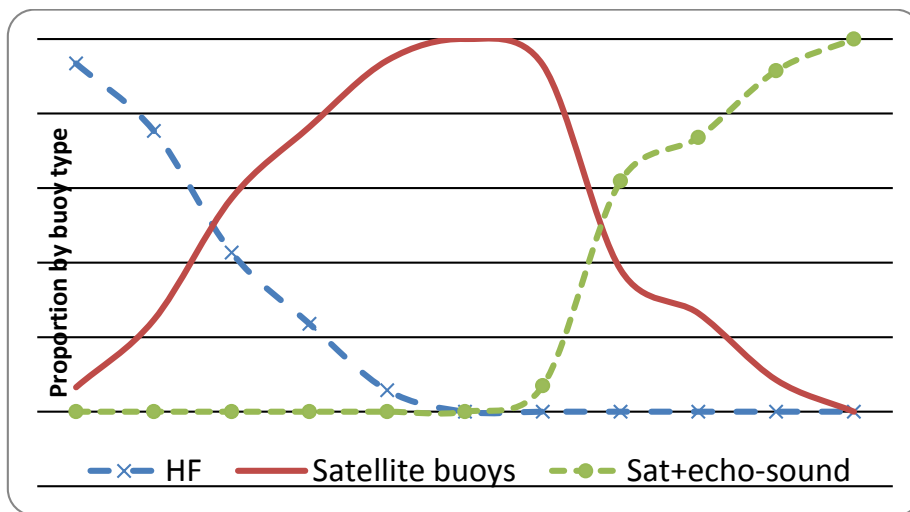


Figure 10. Change over time of the type of buoys equipping drifting FADs in the French purse seine fleet (drawn from SCRS/2014/187).

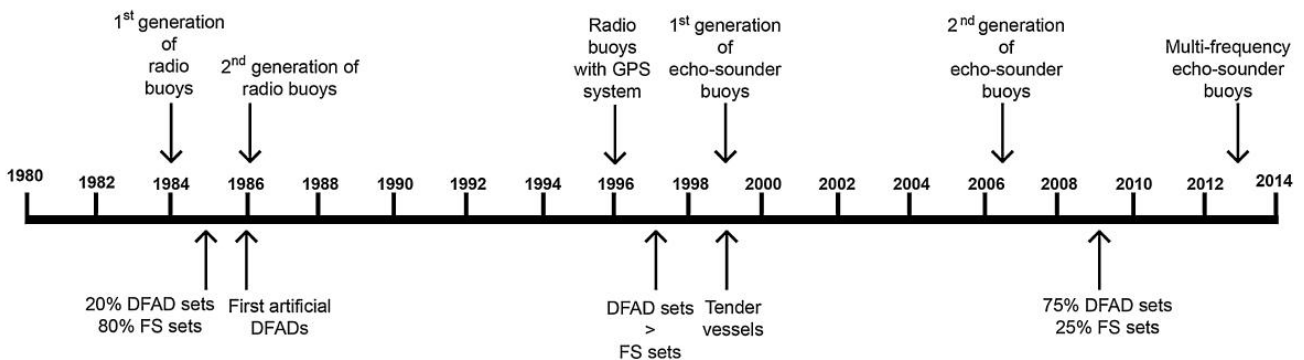


Figure 11. Evolution over time of the equipment associated with FAD-fishing in the Spanish purse seiners (Lopez *et al.*, 2014).

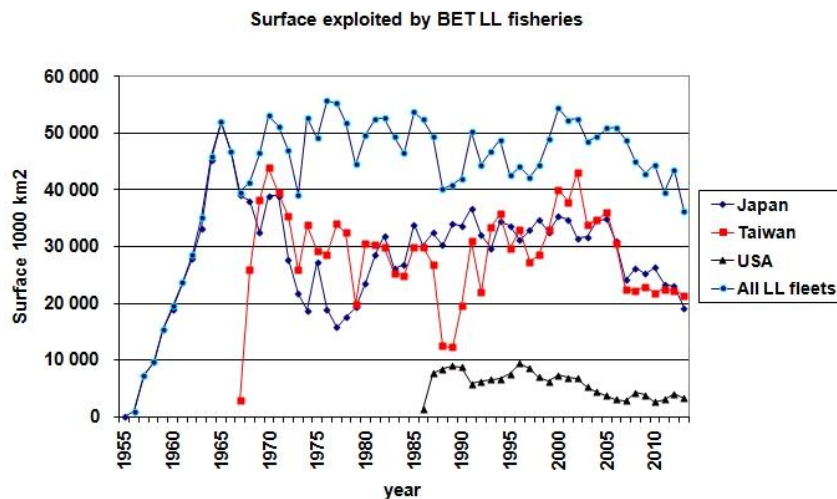


Figure 12. Surface successfully explored (n° of 5°x5° squares with BET catch >1 t) by several longline fleets.

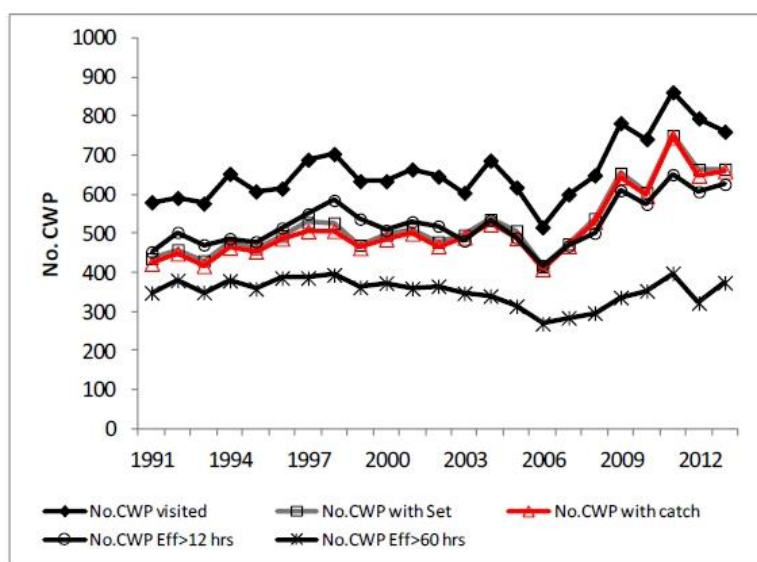


Figure 13. Numbers of 1° squares explored according to various levels of effort for the European Union purse seiners (from SCRS/2014/080).

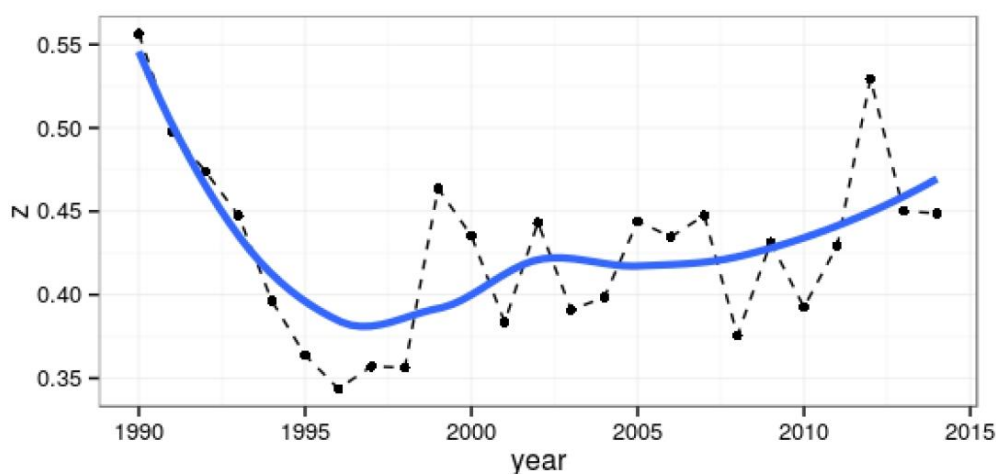


Figure 14. Estimates of Z derived from the Powell-Wetherall plots; showing the estimates from each year (points with hatched line) and a smoother (blue continuous line).

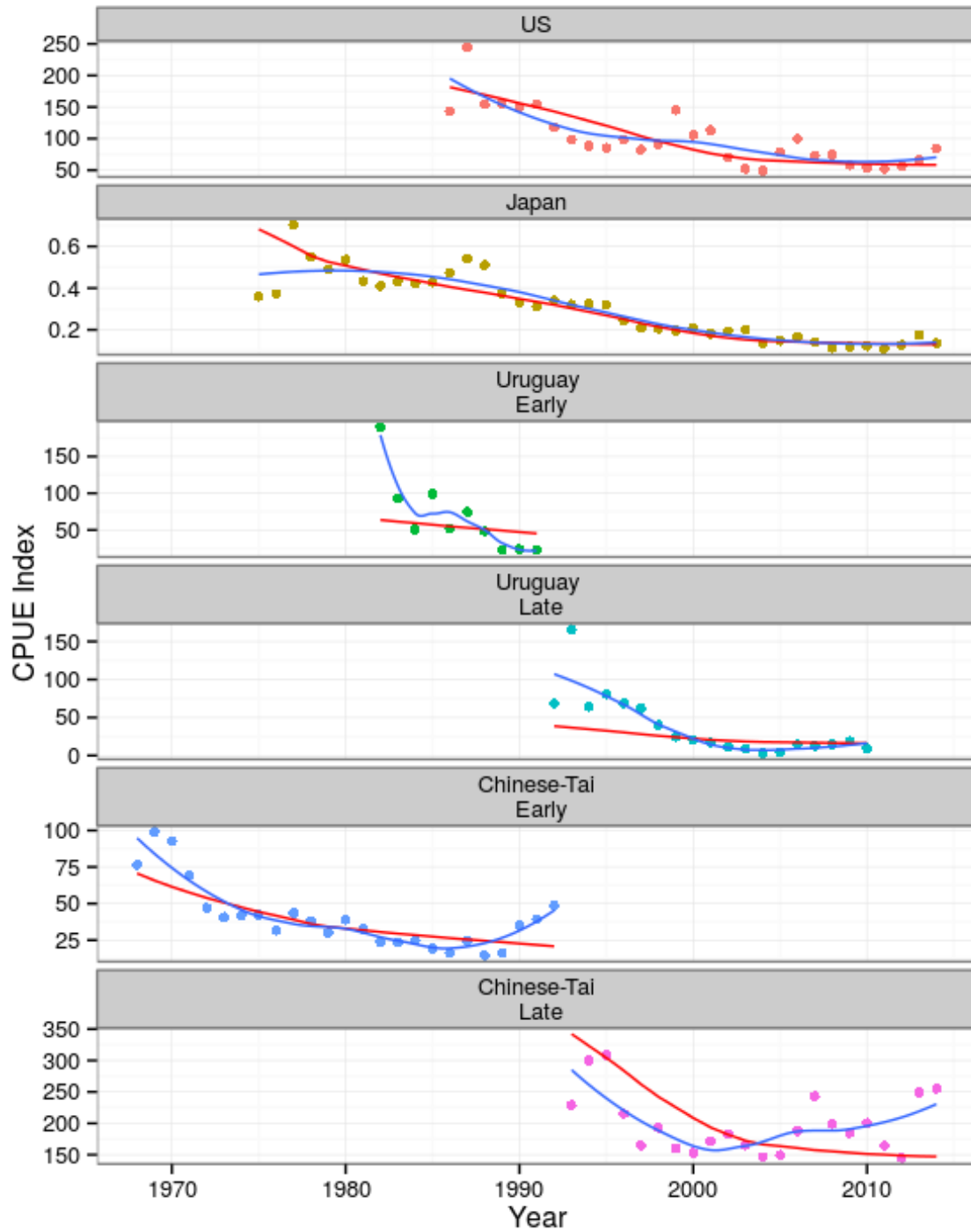


Figure 15. CPUE series agreed at the data preparatory meeting as potential proxies for stock abundance; points are the standardised values, lines the prediction from a GAM fitted to all the indices with year as a smooth term and index as a factor (red) and by index individually (blue).

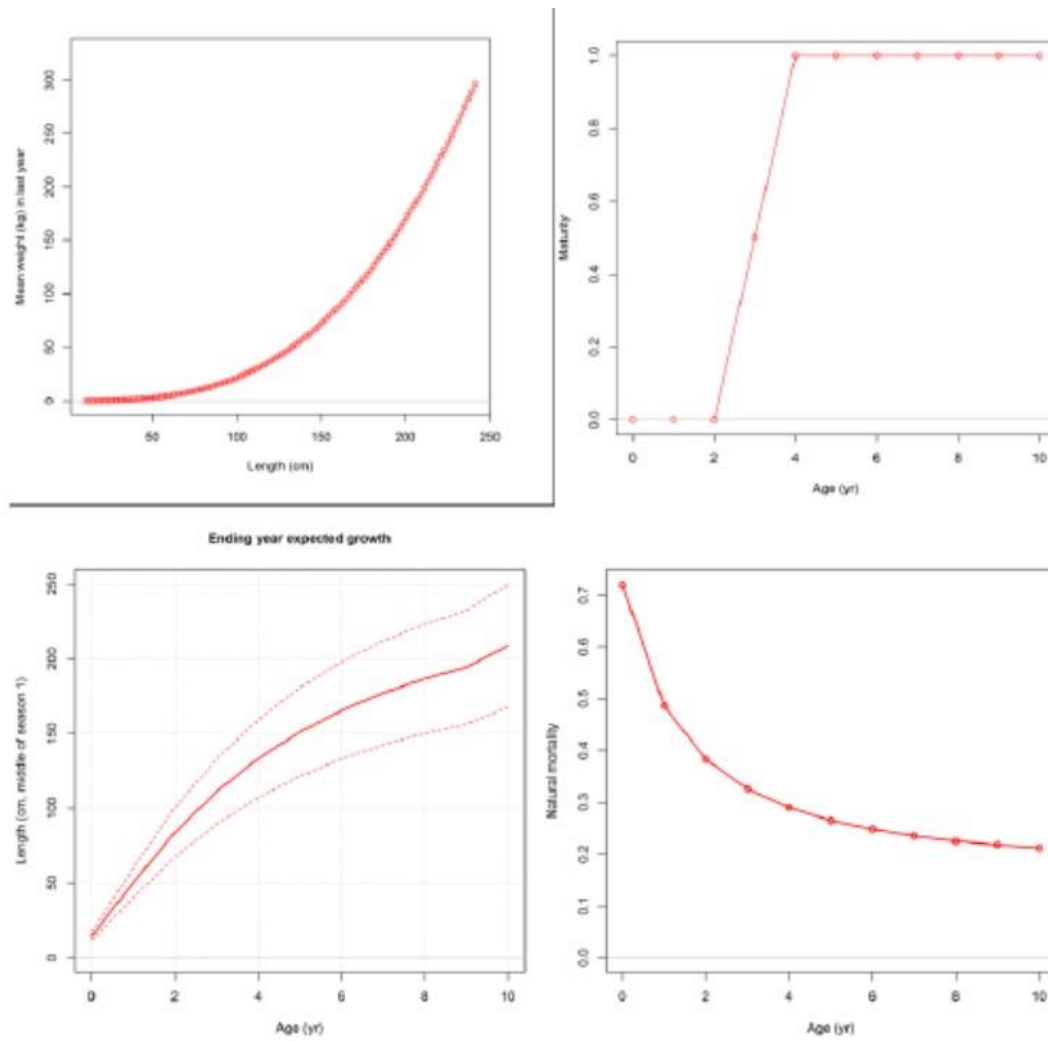


Figure 16. Life history functions used in the initial run of SS3 to assess BET: (top left) weight-length, (top right) maturity at age, (bottom left) growth, and (bottom right) natural mortality.

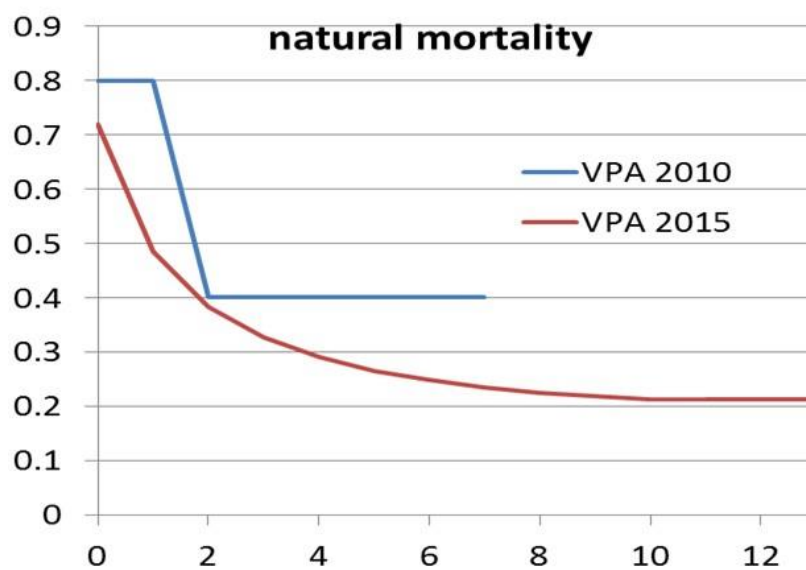


Figure 17. Lorenzen natural mortality vector used in the VPA model of 2015 and vector used in 2010.

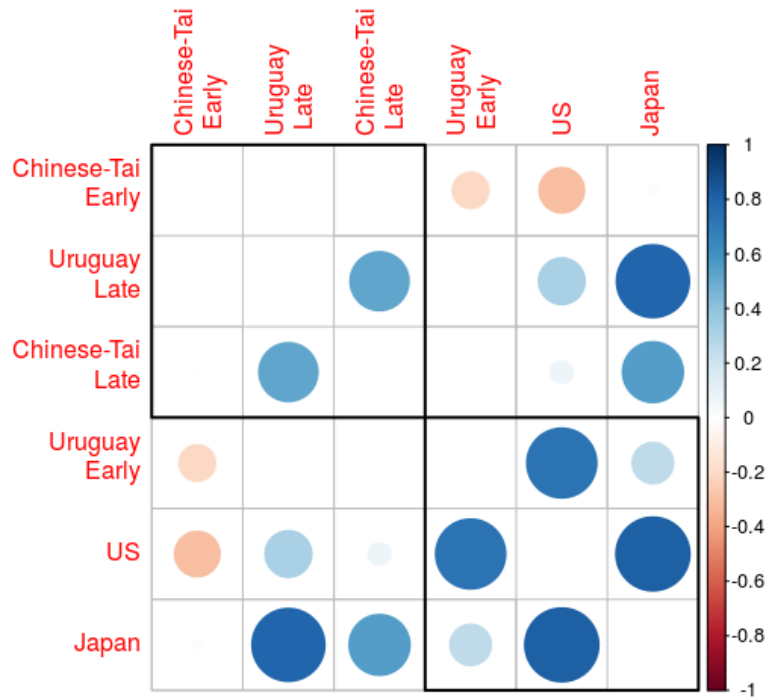


Figure 18. ASPIC: Correlation matrix for the agreed indices; blue indicates positive and red negative correlations, the order of the indices and the rectangular boxes are chosen based on a hierarchical cluster analysis using a set of dissimilarities.

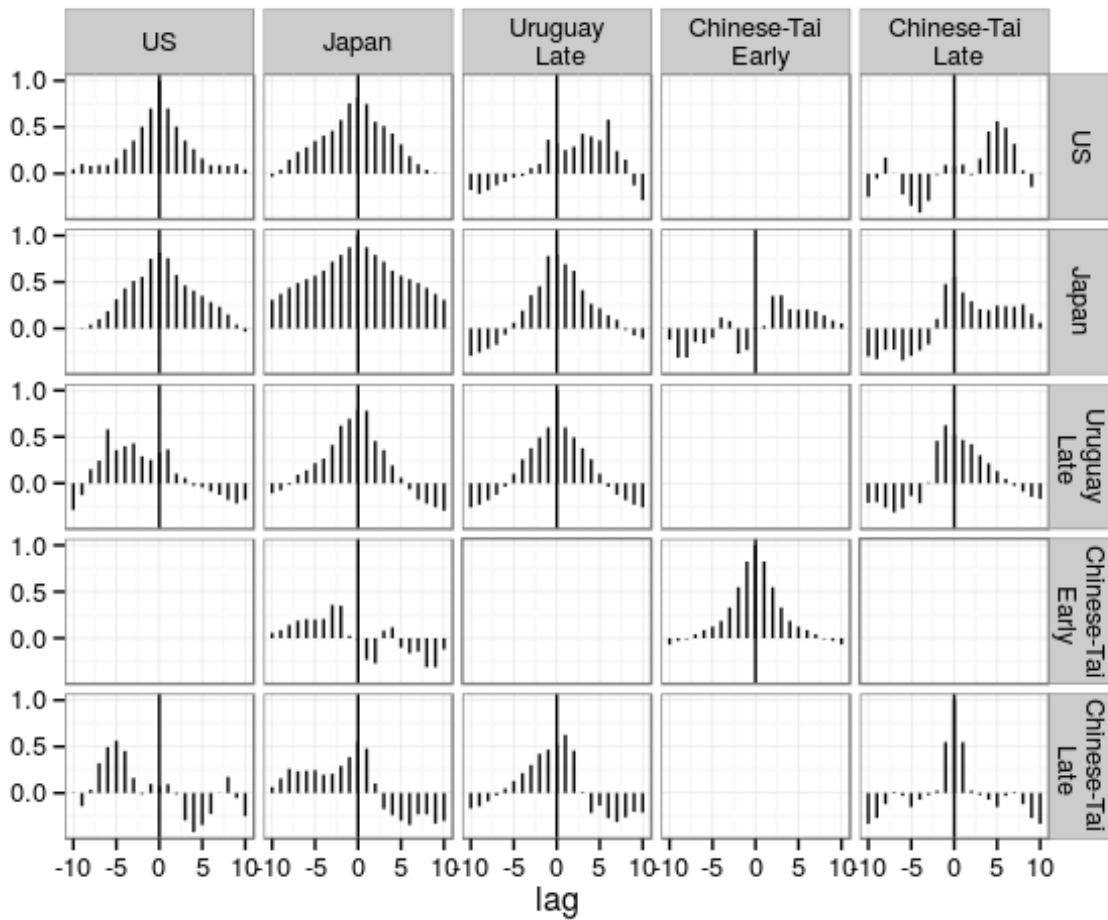


Figure 19. ASPIC: Cross correlations between indices, to identify potential lags due to year-class effects.

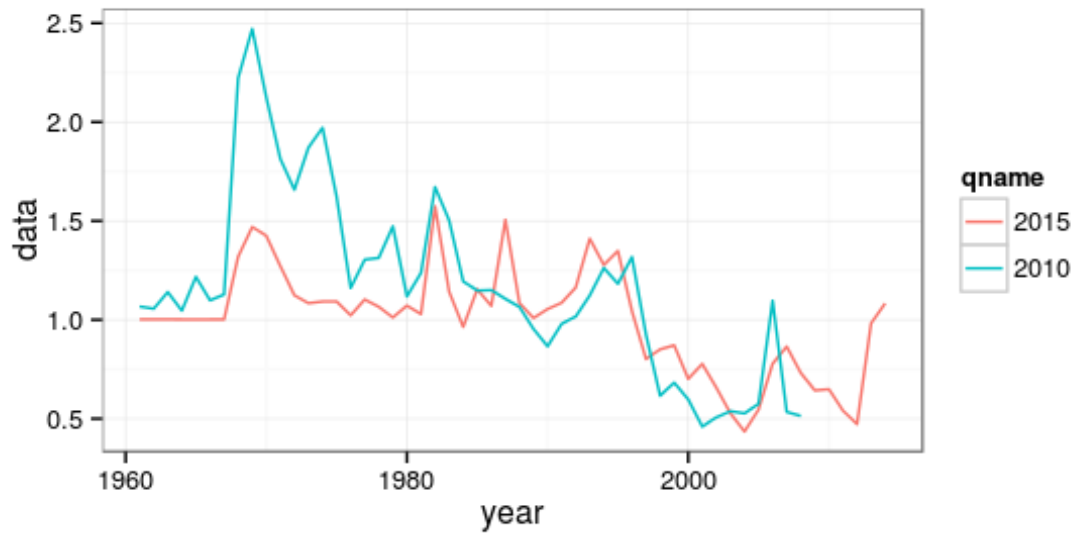


Figure 20. ASPIC: Composite index as estimated in 2015 using the same methodology as in 2010 compared to that estimated in 2010. Note that indices used in 2015 are not the same as those used in 2010.

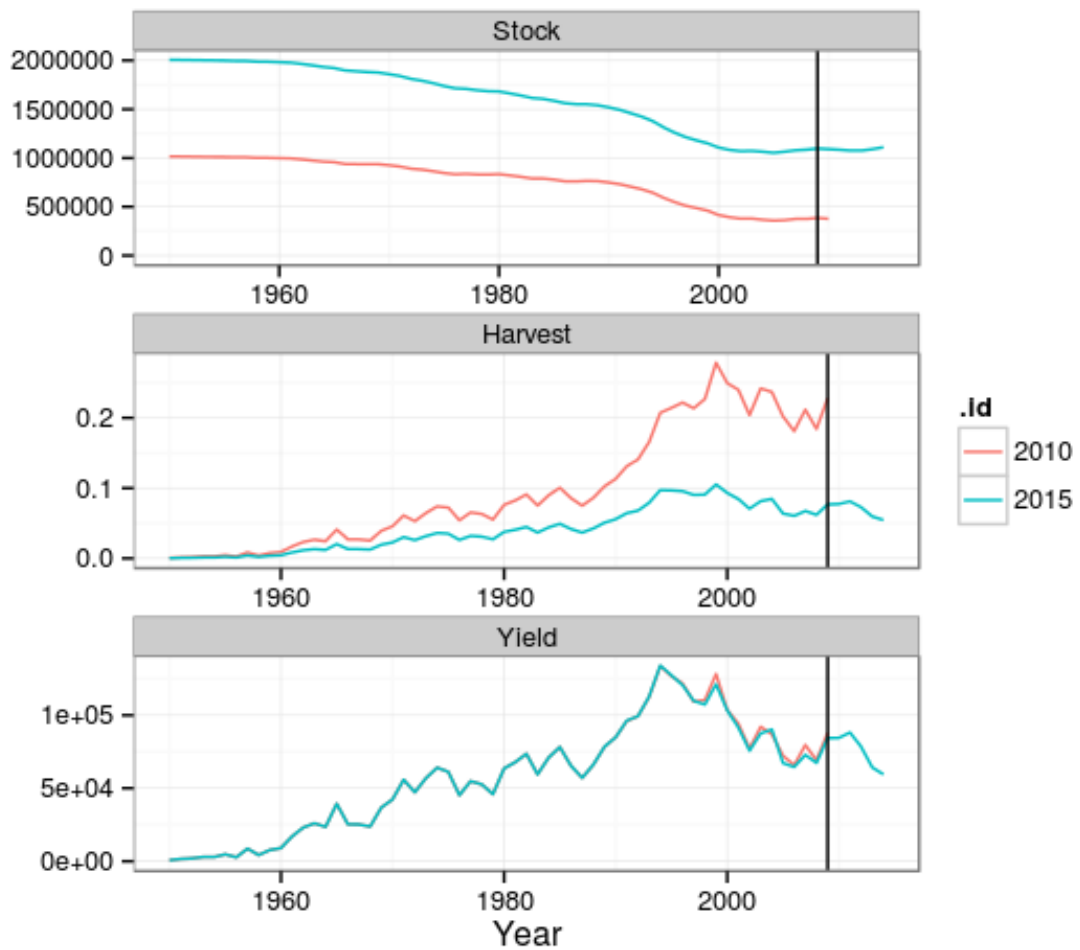


Figure 21. ASPIC: Model fits to 2010 and 2015 composite indices. Biomass trajectory (upper panel), fishing mortality (middle panel), and yield used as input (lower panel).

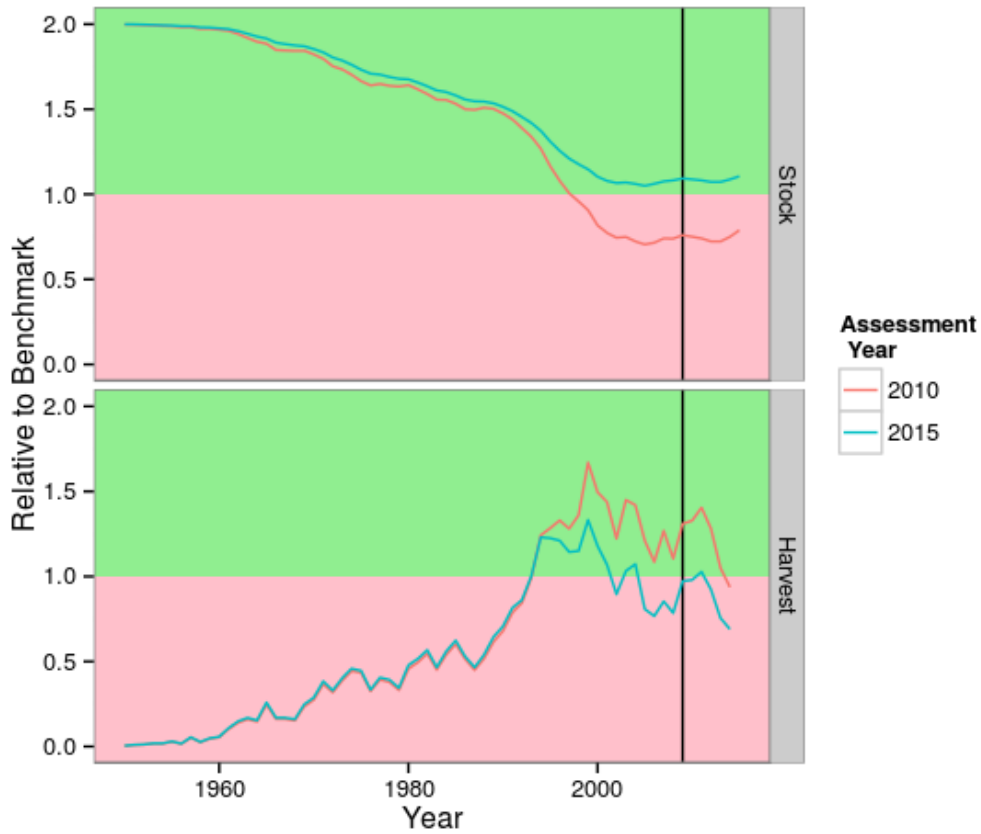


Figure 22. ASPIC: ASPIC fits to composite indices relative to benchmarks; 2010 fit is projected using the reported catches to 2014. All values relative to MSY benchmarks.

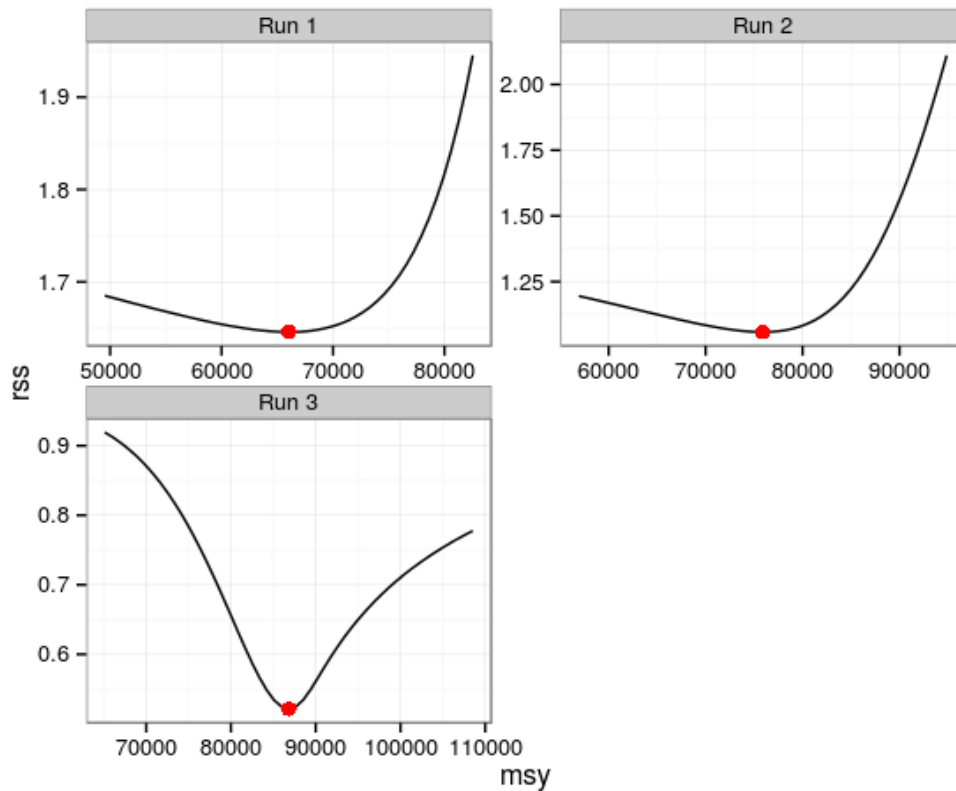


Figure 23. ASPIC: Residual sum of squares profiles, as a function of MSY, for selected ASPIC runs.

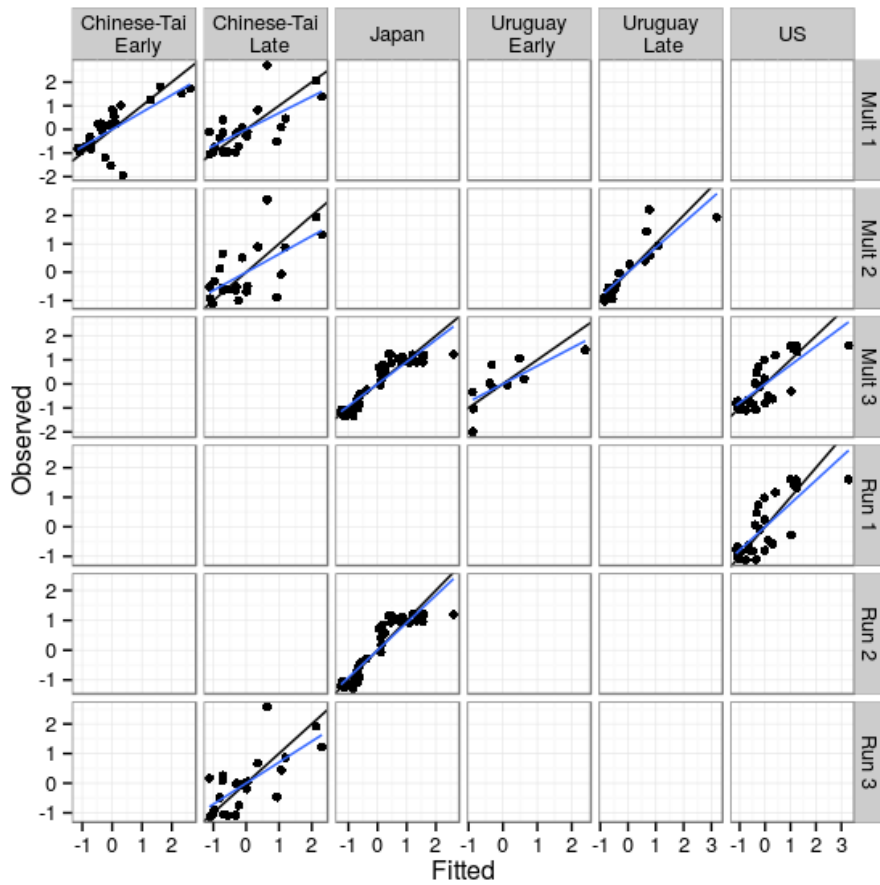


Figure 24. ASPIC: Observed CPUE versus fitted, blue line is a linear regression fitted to points, black line the $y=x$ line. The assessment scenarios are shown in rows and indices in columns, which allows comparing diagnostics for a single index across runs by reading down a column.

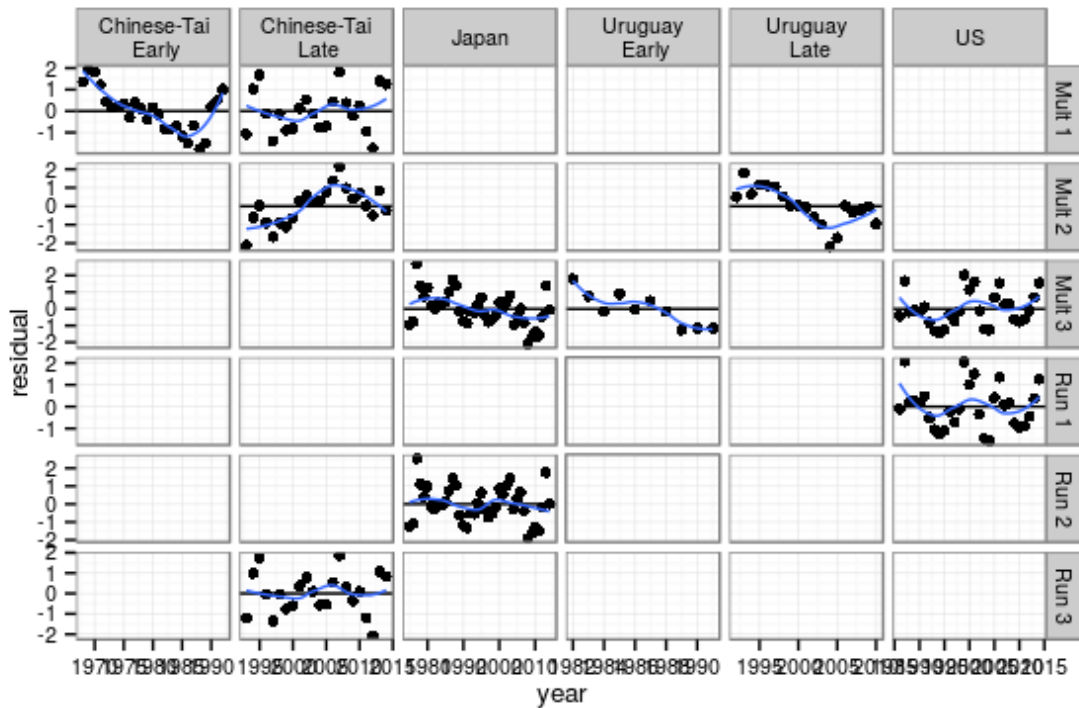


Figure 25. ASPIC: Residuals by year, with loess smoother and SEs. The assessment scenarios are shown in rows and indices in columns, which allows comparing diagnostics for a single index across runs by reading down a column.

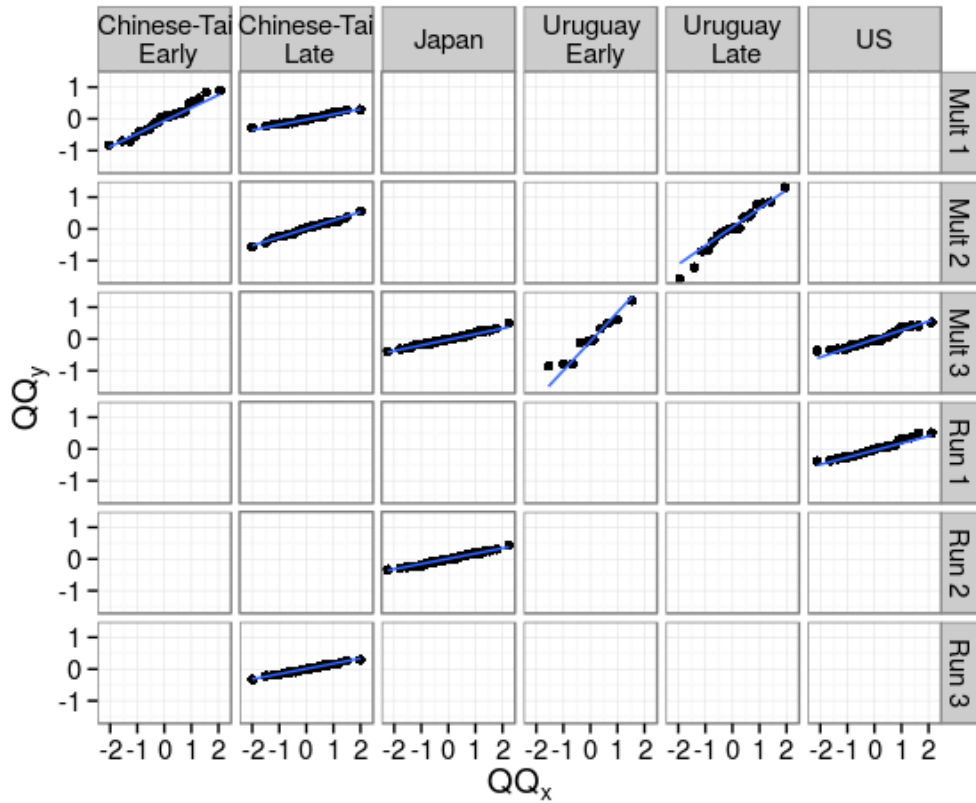


Figure 26. ASPIC: Quantile-quantile plot to compare residual distribution with the normal distribution. The assessment scenarios are shown in rows and indices in columns, which allows comparing diagnostics for a single index across runs by reading down a column.

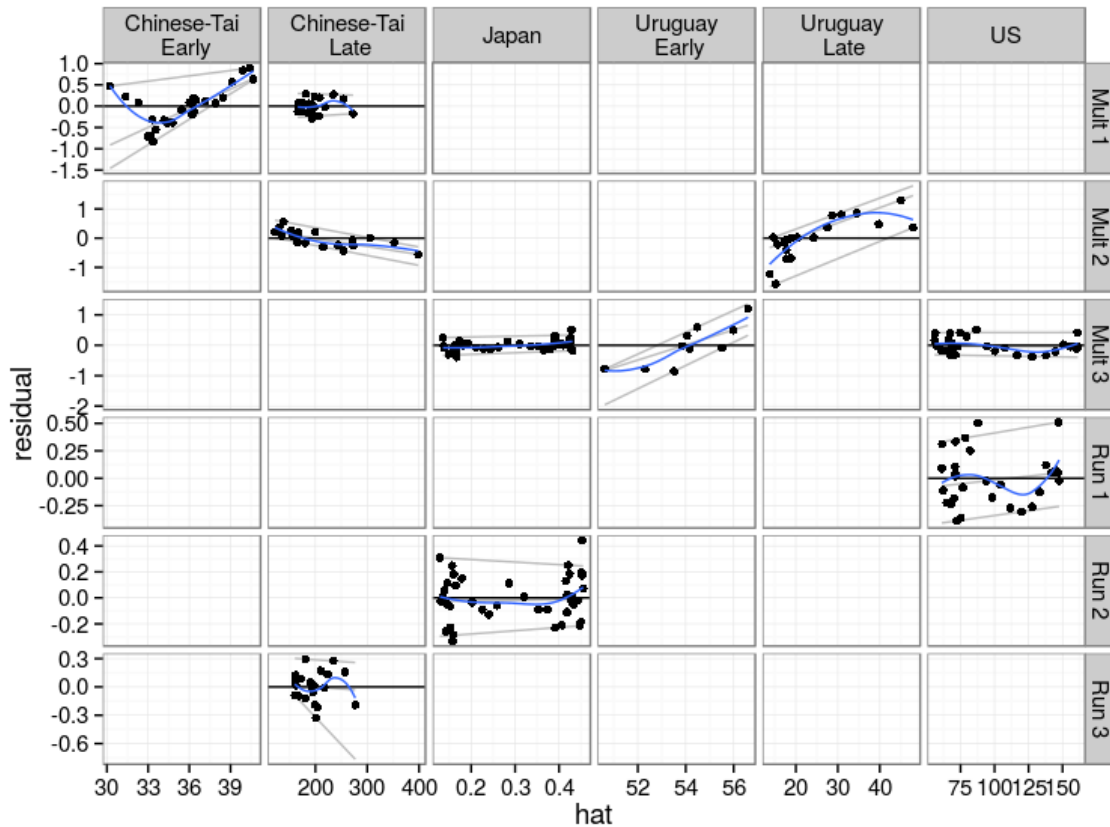


Figure 27. ASPIC: Plot of residuals against fitted value with 5th & 95th percentiles to check variance relationship. The assessment scenarios are shown in rows and indices appear in columns, which allows comparing diagnostics for a single index across runs by reading down a column.

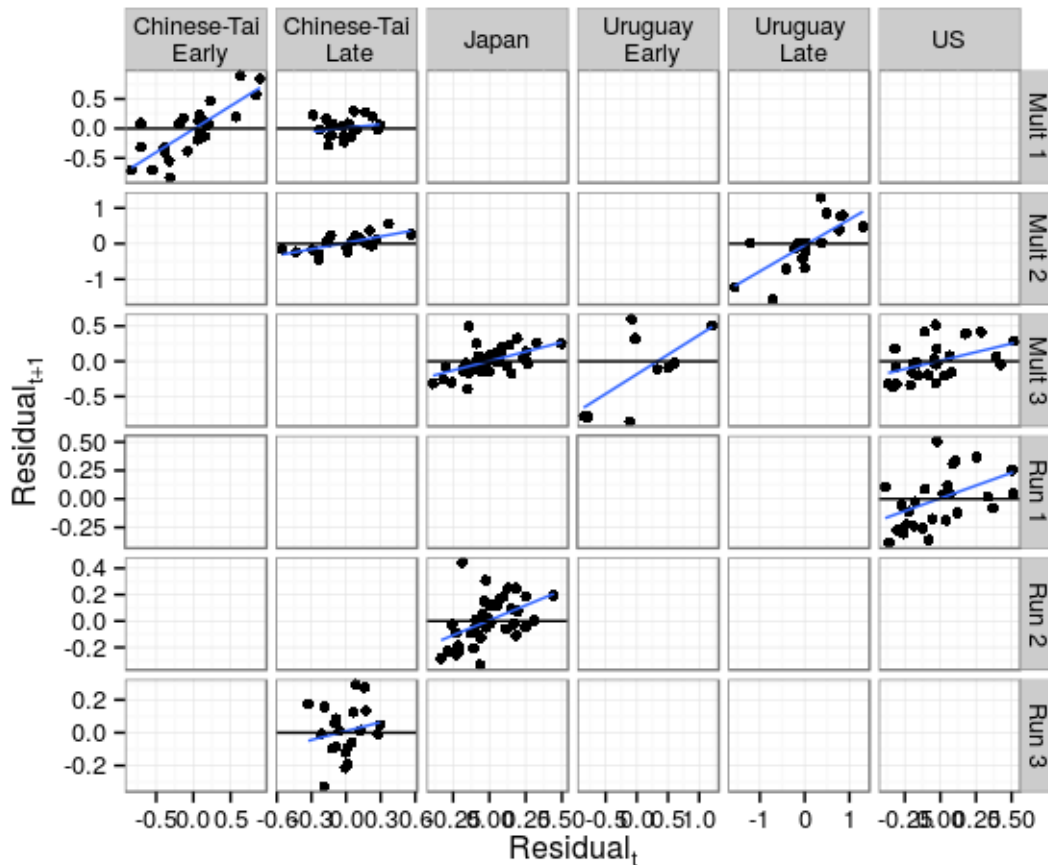


Figure 28. ASPIC: Plot of autocorrelation, i.e. $residual_{t+1}$ versus $residual_t$. The assessment scenarios are shown in rows and indices in columns, which allows comparing diagnostics for a single index across runs by reading down a column.

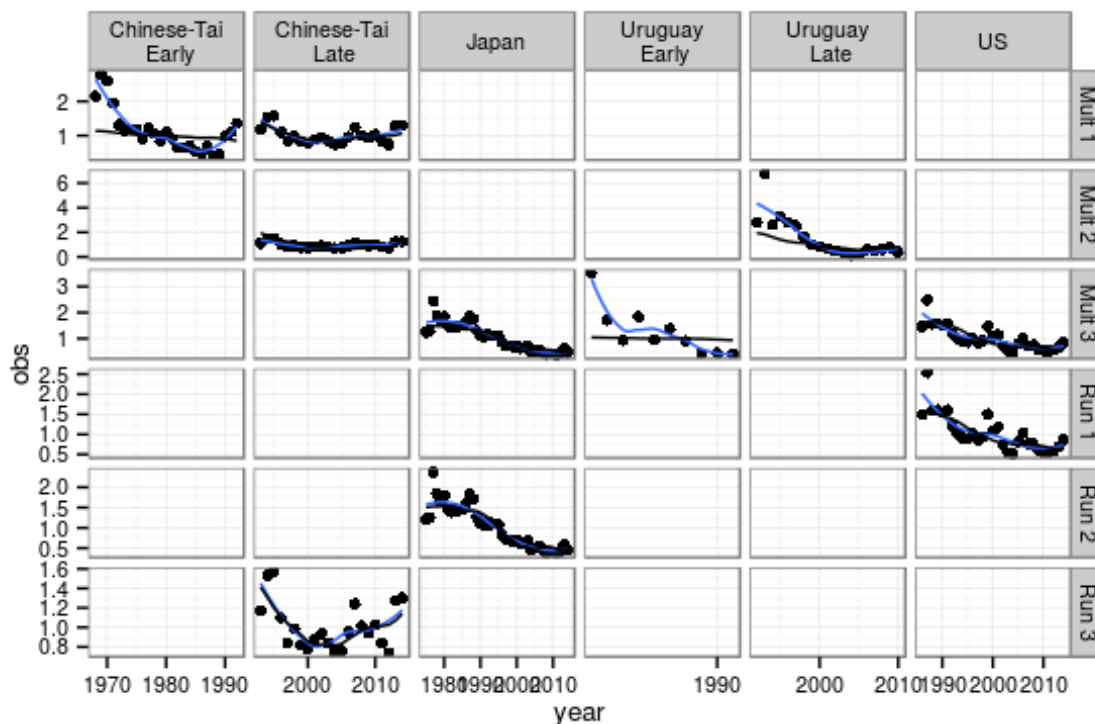


Figure 29. ASPIC: Predicted stock trend by index (points), with biomass estimates (blue) and a local regression (black). The assessment scenarios are shown in rows and indices in columns, which allows comparing diagnostics for a single index across runs by reading down a column.

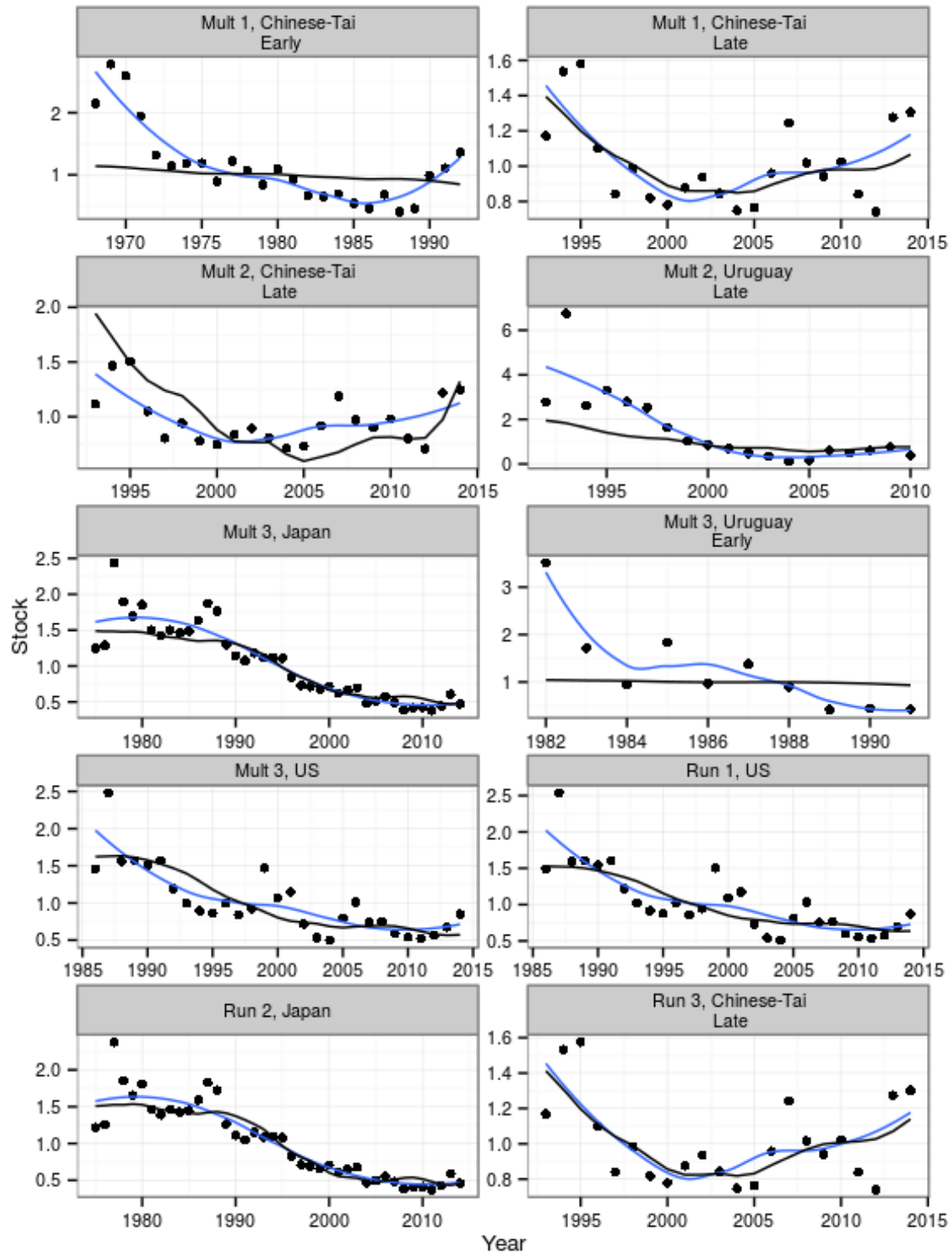


Figure 30. ASPIC: Predicted stock trend by index (points), with biomass estimates (blue) and a local regression (black).

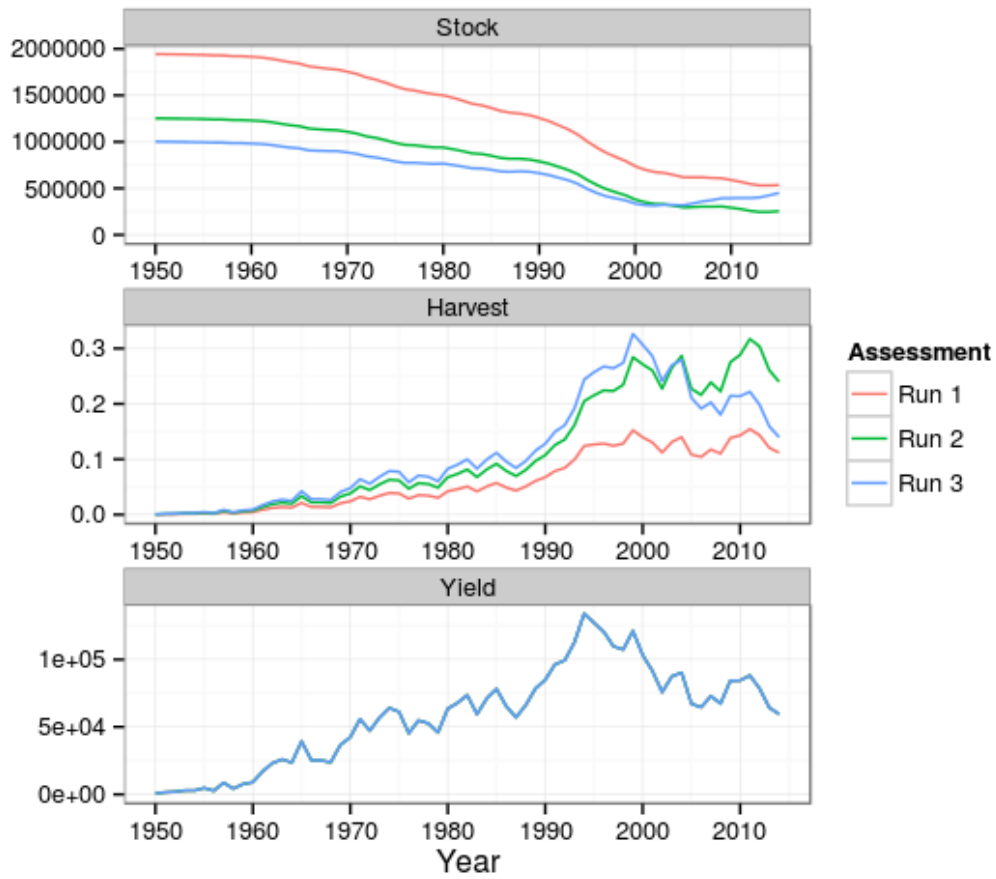


Figure 31. ASPIC: Time series of stock biomass, harvest rate and catch by assessment scenario.

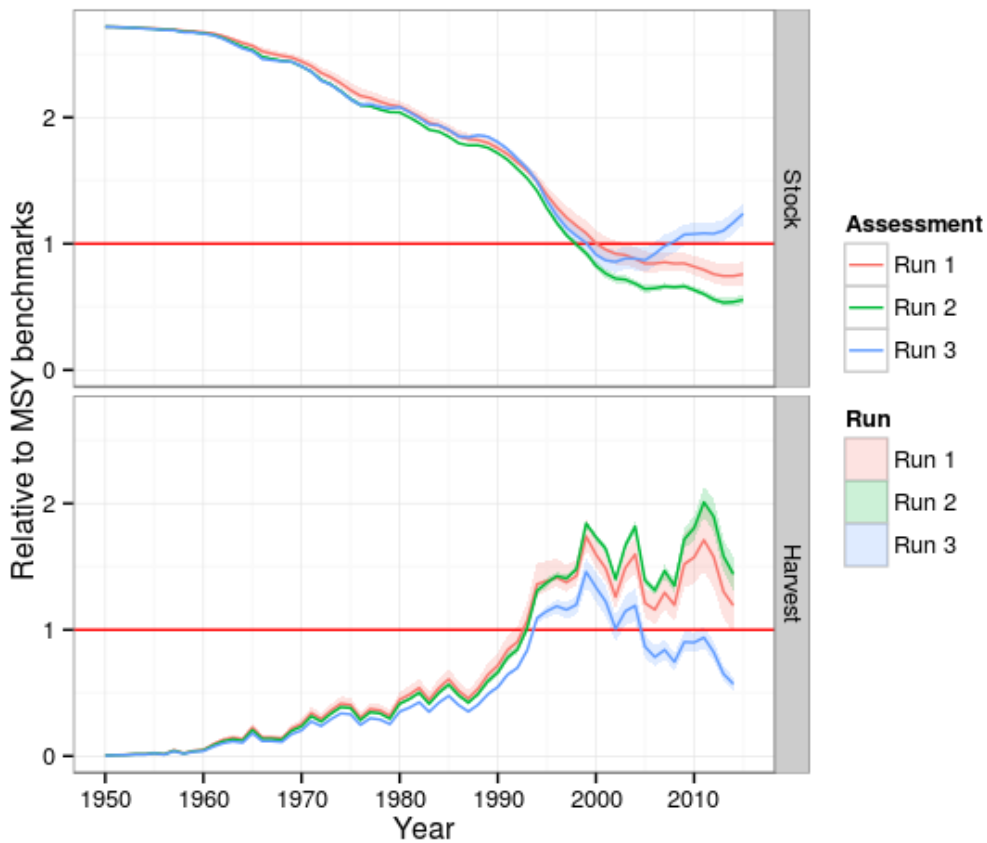


Figure 32. ASPIC: Time series of stock biomass and harvest rate relative to MSY benchmarks; lines are medians and ribbons inter-quartiles.

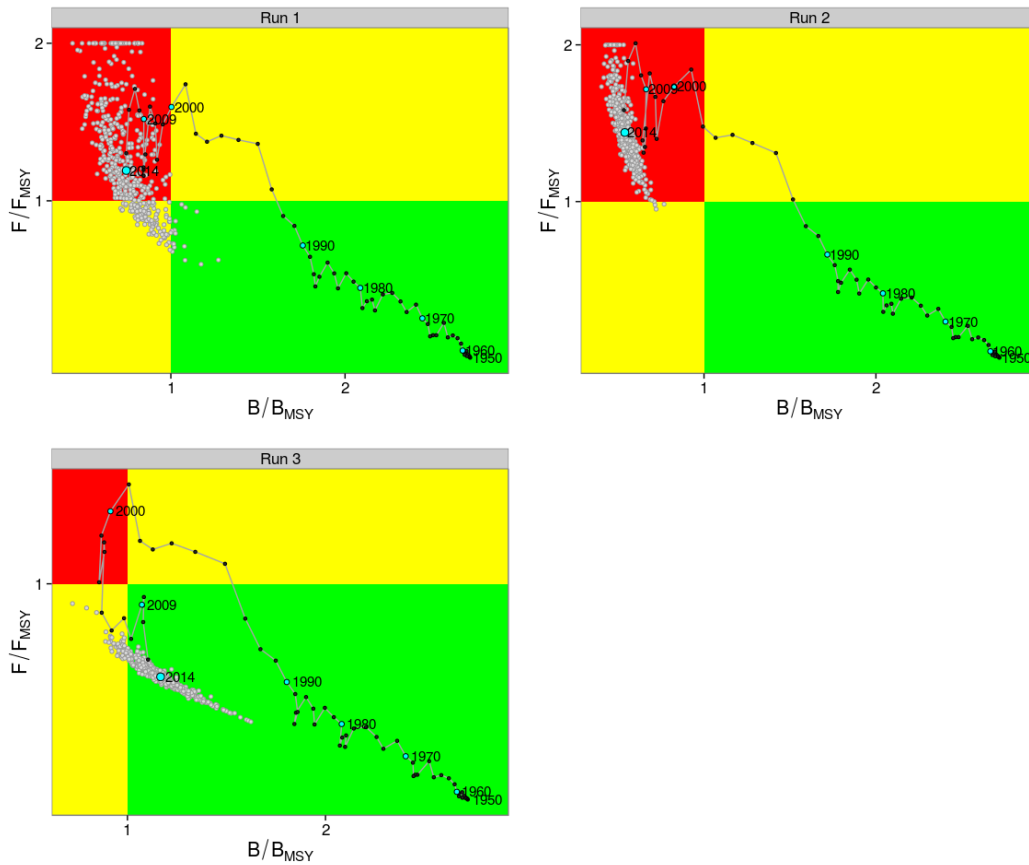


Figure 33. ASPIC: Kobe Phase Plot, by run with tracks showing medians.

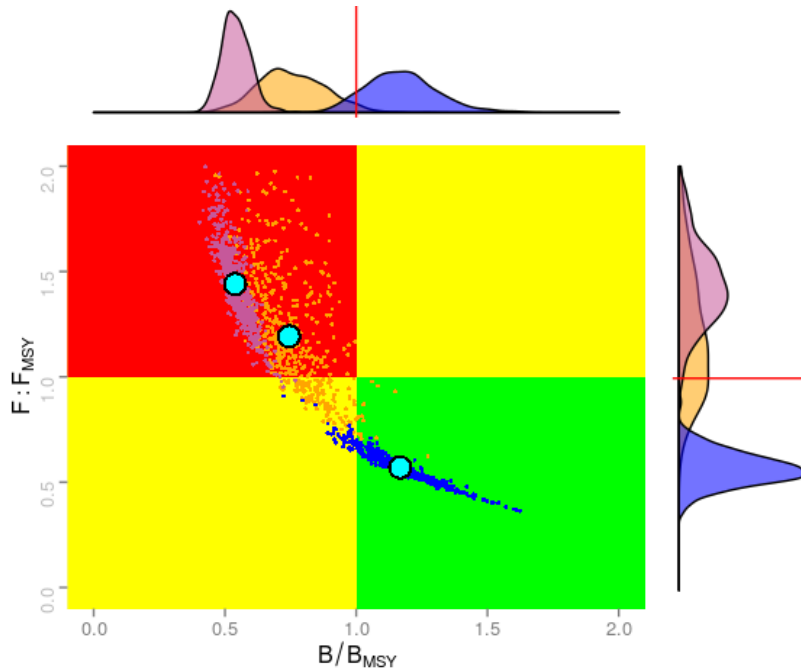


Figure 34. ASPIC: Current status (2014) of bigeye tuna based on ASPIC. Graph combines results for the 3 runs considered. The clouds of points depict the bootstrap estimates of uncertainty for the most recent year (purple = Japan LL run, brown = US LL run, blue= Chinese-Taipei LL run). The median point estimate for each models results are shown in open (cyan) circles. The marginal density plots shown above and to the right of the main graph reflect the frequency distribution of the bootstrap estimates of each model with respect to relative biomass (top) and relative fishing mortality (right). The red lines represent the benchmark levels (ratios equal to 1.0).

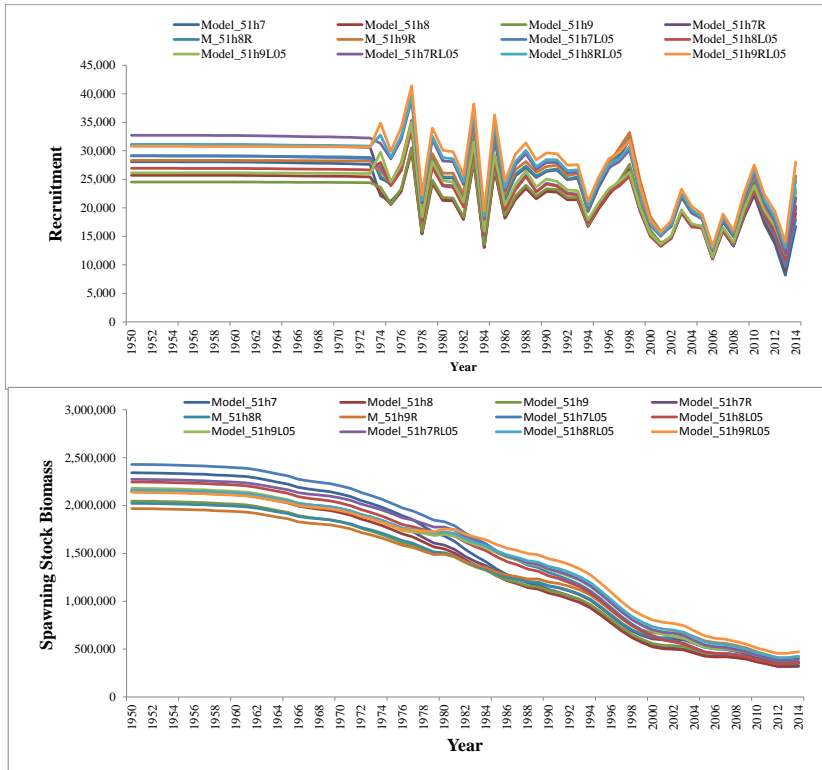


Figure 35. SS3 estimated Spawning Stock Biomass (absolute) and recruitment for the 12 selected runs.

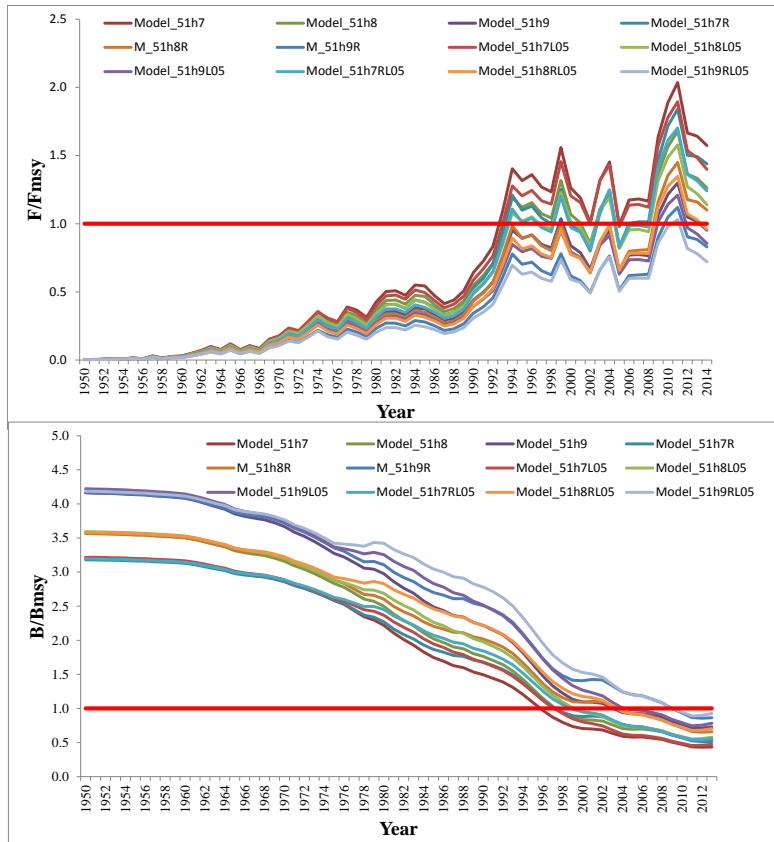


Figure 36. SS3 estimated Spawning Stock Biomass relative to MSY benchmark (B/B_{MSY}) and fishing mortality (F/F_{MSY}) for the selected runs.

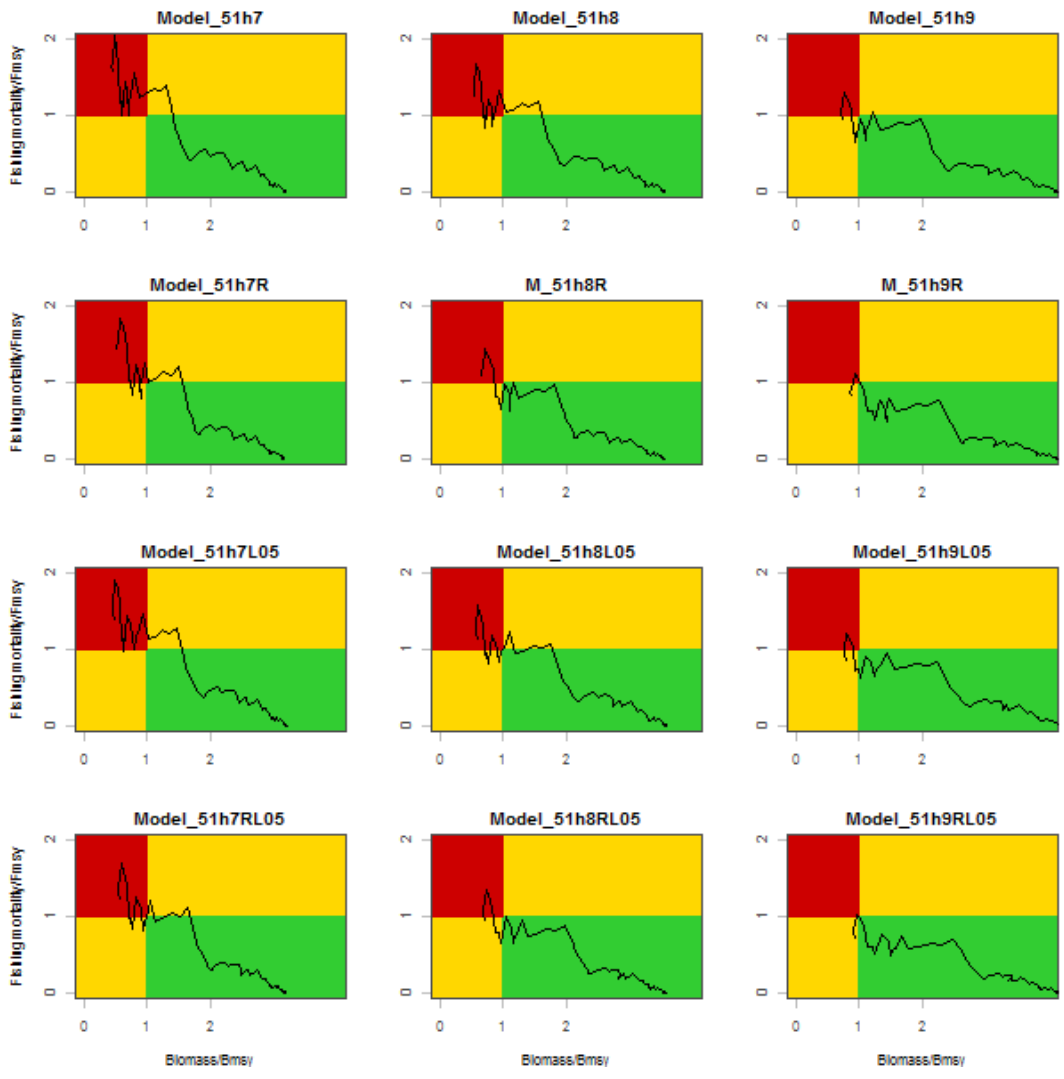


Figure 37. SS3: Kobe Phase Plot by each scenario.

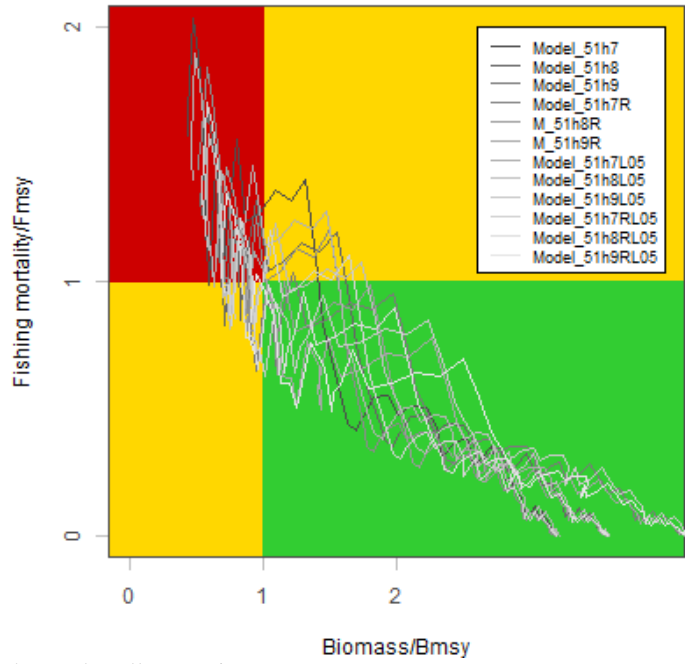


Figure 38. SS3: Kobe Phase Plot all scenarios.

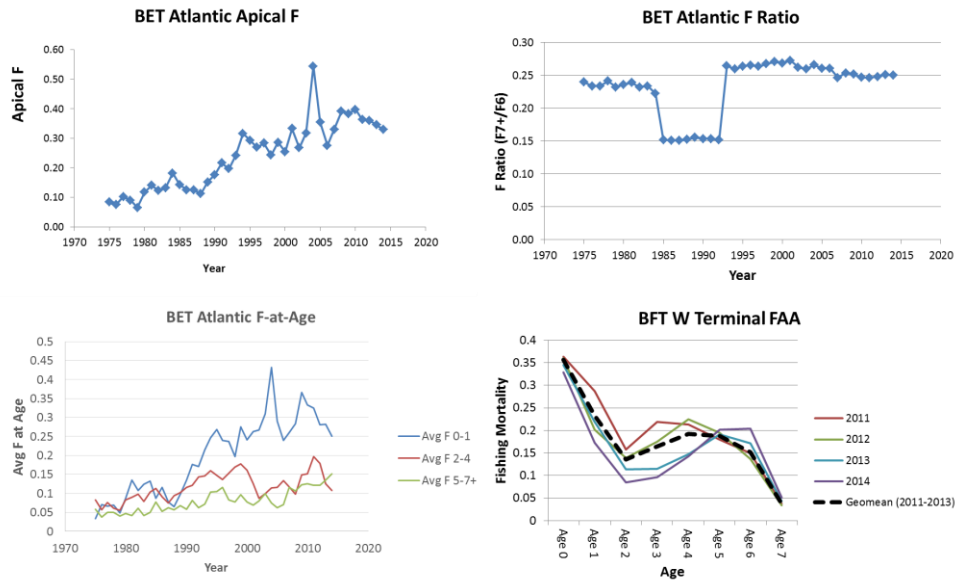


Figure 39. VPA: Trajectories of apical F, F-ratio (ratio of F_{7+}/F_6), F at several ages and terminal year F from the VPA.

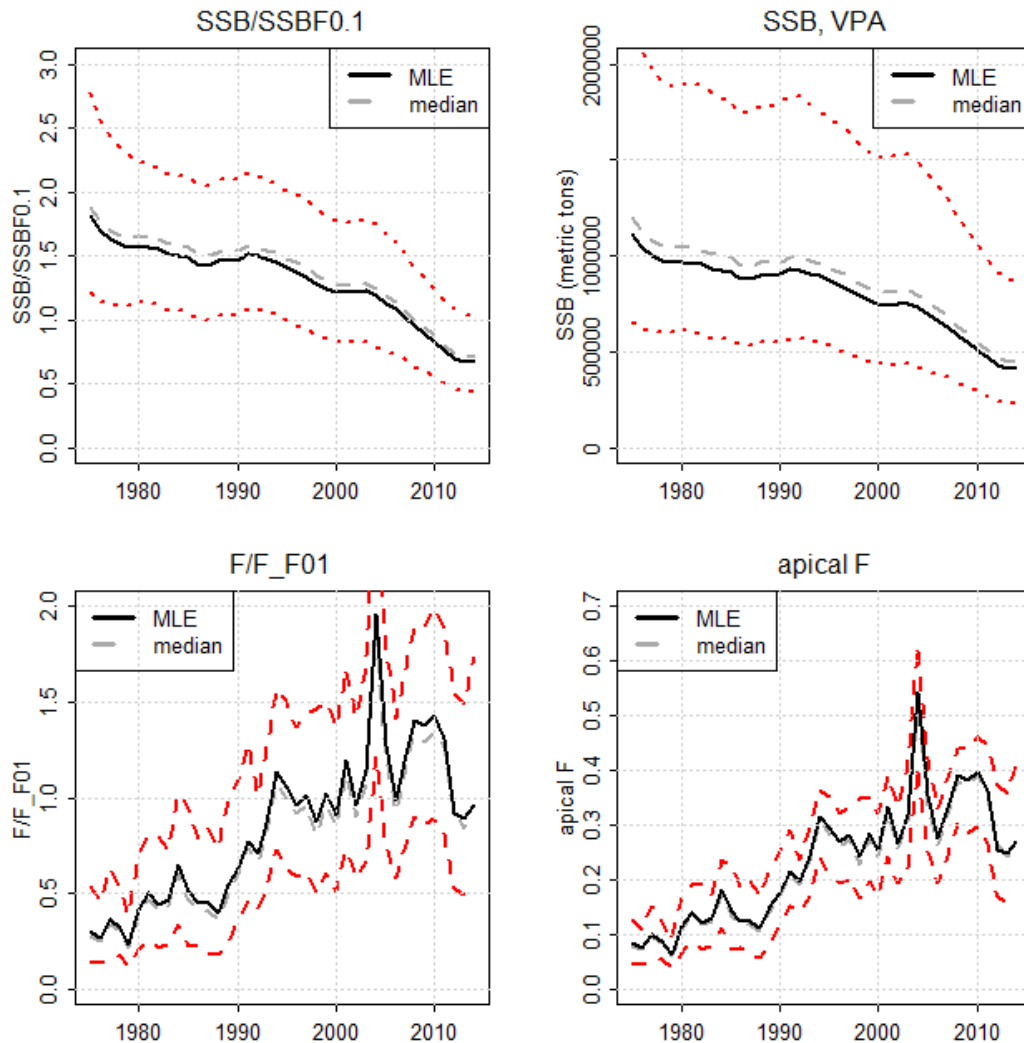


Figure 40. VPA: Trajectories of SSB/SSB_0 , SSB, $F/F_{0.1}$ and apical F for the VPA. Note that the final three years of F estimates are reduced due to the replacement of the terminal three years of recruits.

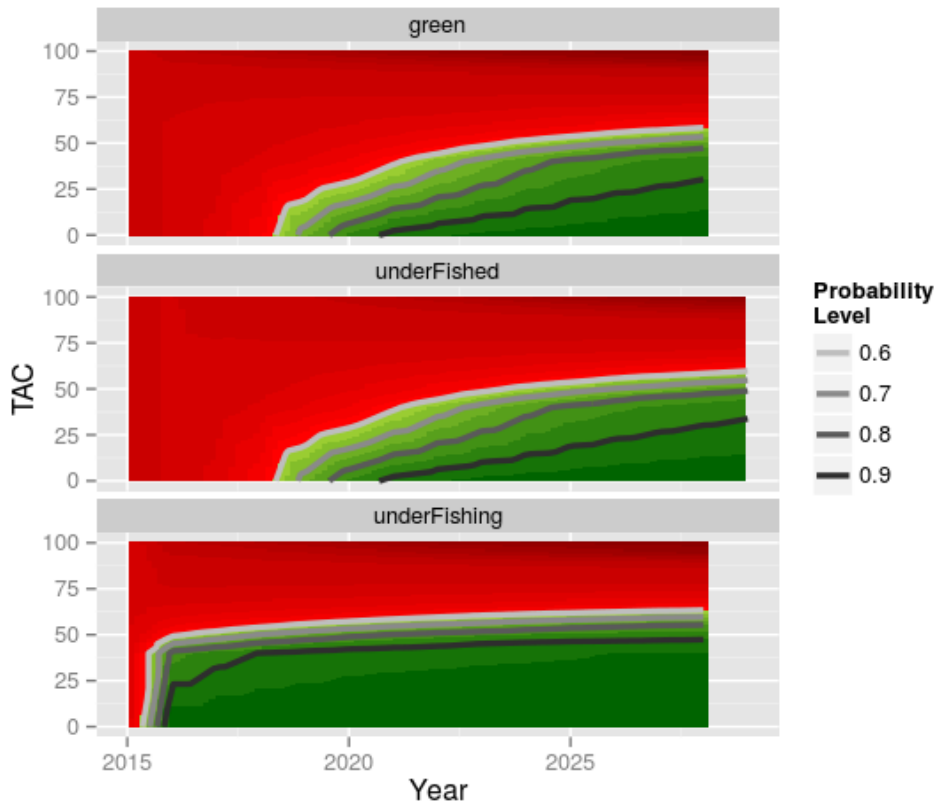


Figure 41. ASPIC: Plots of probability of being in the green zone, under fished and under fishing for catch projections for the 3 runs combined.

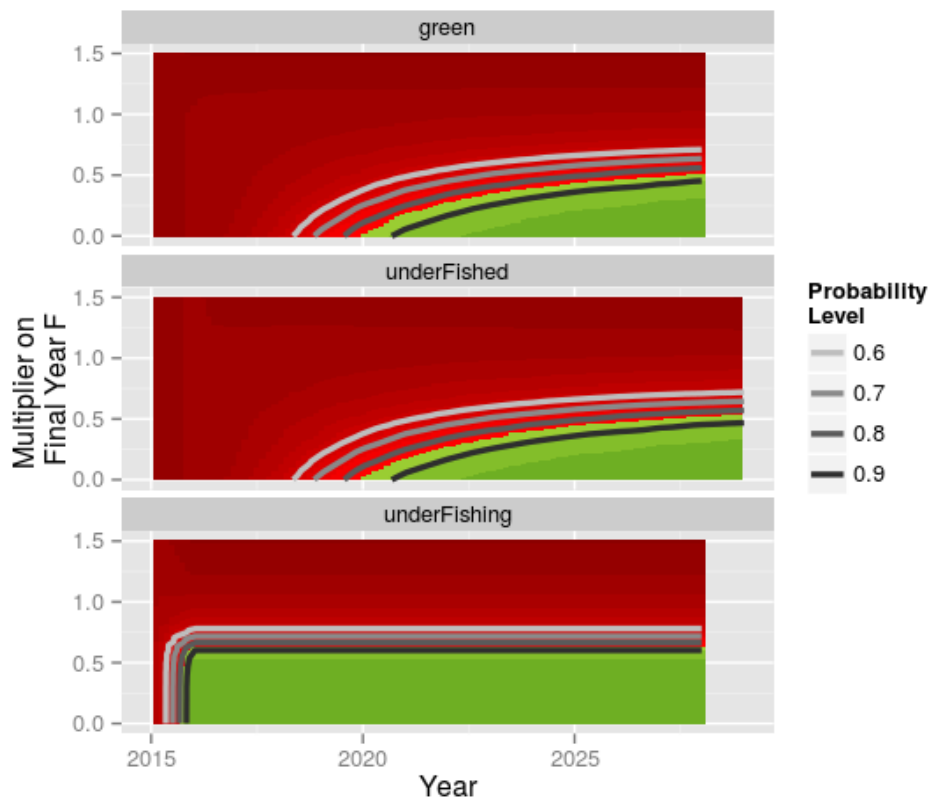


Figure 42. ASPIC: Plots of probability of being in the green zone, under fished and under fishing for F strategies projections for the 3 runs combined.

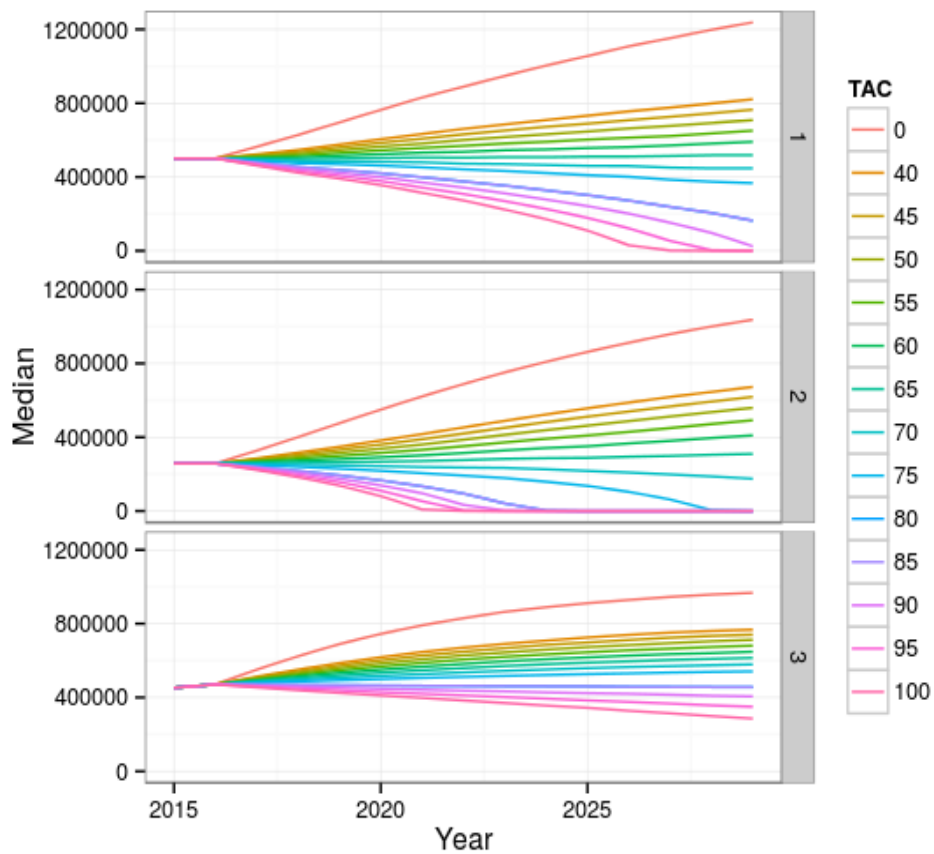


Figure 43. ASPIC: Projected stock biomass for constant catch strategies by each assessment run.

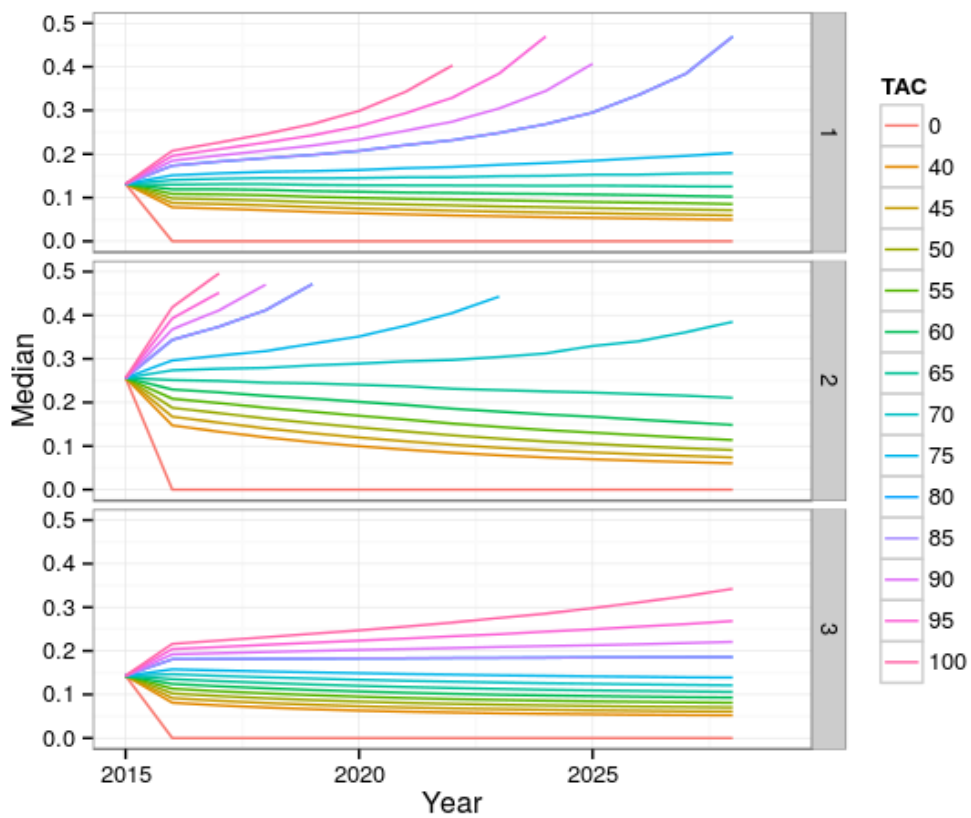


Figure 44. ASPIC: Projected harvest rate for constant catch strategies by each assessment run.

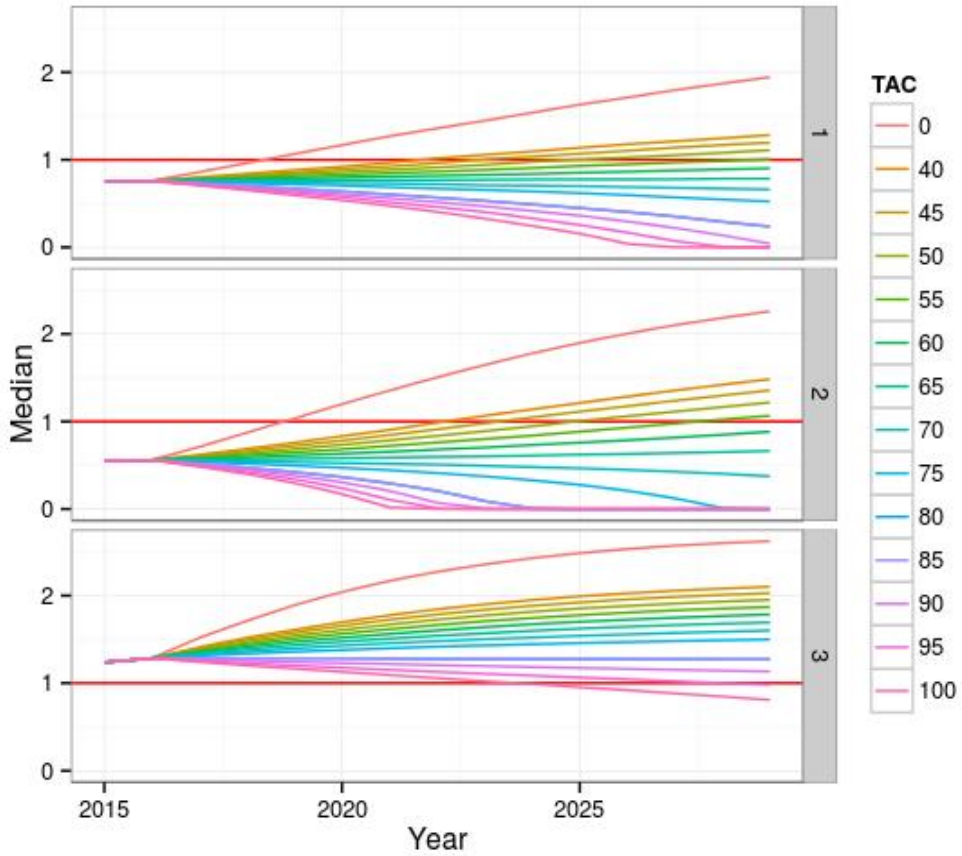


Figure 45. ASPIC: Projected stock biomass relative to B_{MSY} for constant catch strategies by each assessment run.

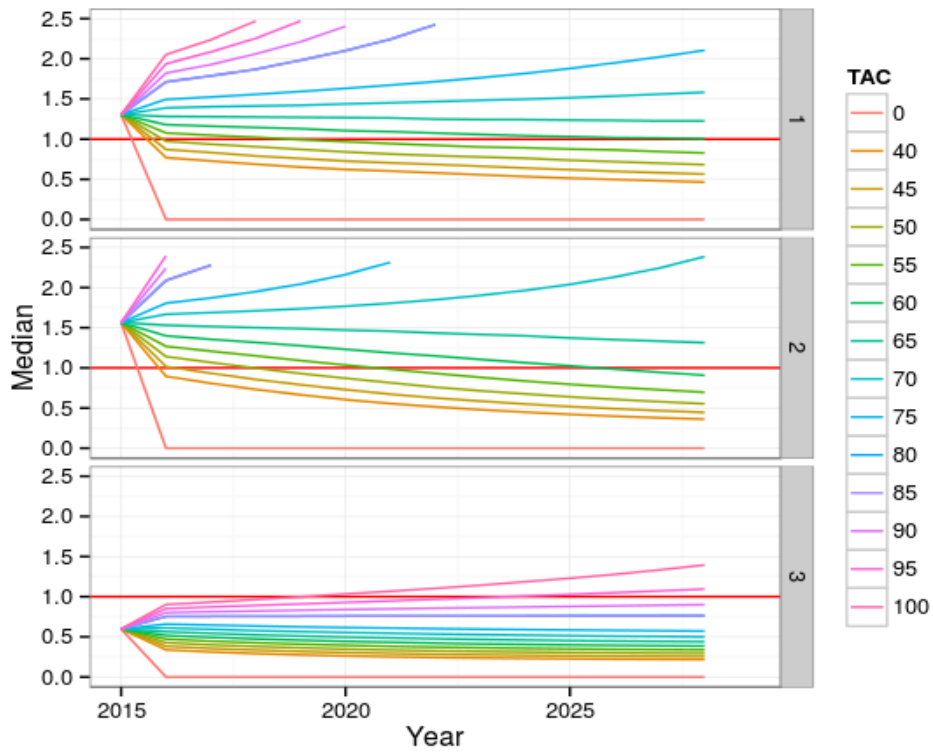


Figure 46. ASPIC: Projections of harvest rate relative to F_{MSY} for constant catch strategies by each assessment run.

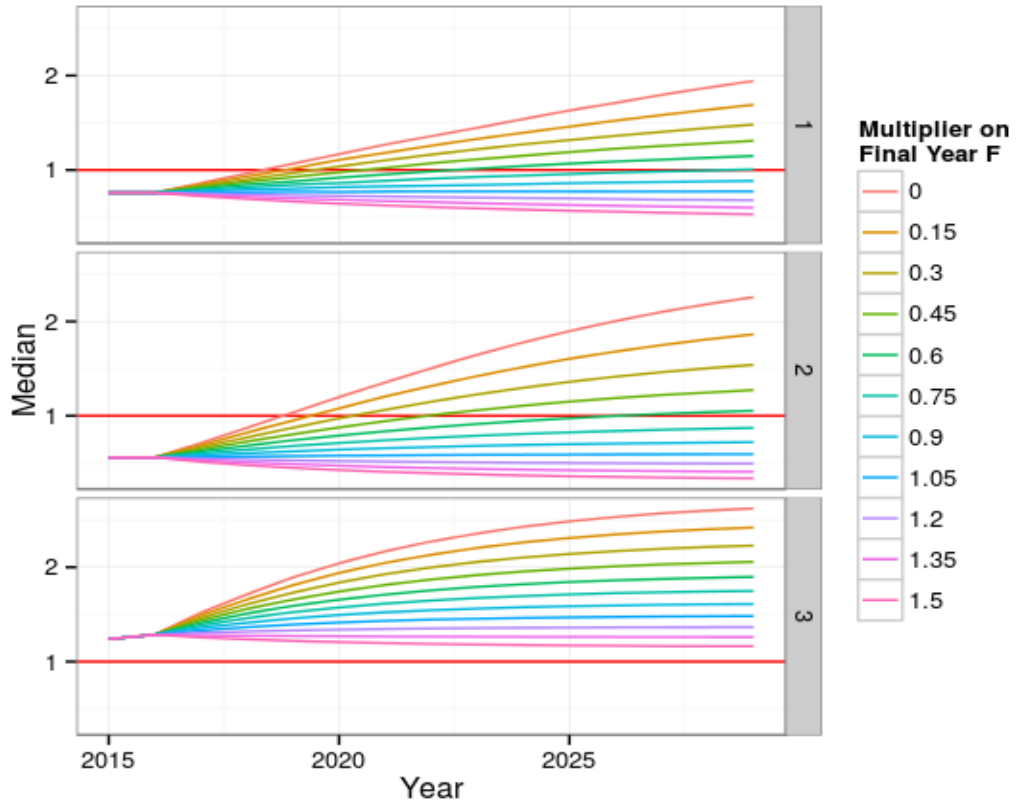


Figure 47. ASPIC: Projected stock biomass relative to B_{MSY} for constant harvest rate strategies by assessment run.

AGENDA

1. Opening, adoption of Agenda and meeting arrangements
2. Summary of available data for assessment
 - 2.1 Biology
 - 2.2 Catch estimates
 - 2.3 Relative Abundance estimates
 - 2.4 Fisheries indicators
3. Methods and other data relevant to the assessment
 - 3.1 Production models
 - 3.2 Catch statistical models: Stock Synthesis and/or MULTIFAN-CL
 - 3.3 VPA
 - 3.4 Other methods
4. Stock status results
 - 4.1 Production models
 - 4.2 Stock Synthesis or MULTIFAN-CL
 - 4.3 VPA
 - 4.4 Other methods
 - 4.5 Synthesis of assessment results
5. Projections
 - 5.1 Kobe matrix for bigeye
6. Recommendations
 - 6.1 Research and statistics
 - 6.2 Management
7. Other matters
 - 7.1 Revision of the first steps of the AOTTP
 - 7.2 Defining the procedure to update the analysis of the effects of the current moratoria on FADs
8. Adoption of the report and closure

LIST OF PARTICIPANTS

CONTRACTING PARTIES**CÔTE D'IVOIRE****Amandè, Monin Justin**

Chercheur Halieute, Centre de Recherches Océanologiques de Côte d'Ivoire, Département Ressources Aquatiques Vivantes – DRAV, 29 Rue des Pêcheurs, BP V 18, Abidjan 01, Côte d'Ivoire

Tel: +225 05 927 927, Fax: +225 21 351 155, E-Mail: monin.amande@yahoo.fr; monin.amande@cro-ci.org

EUROPEAN UNION**Carmona, Itsaso**

AZTI - Tecnalía /Itsas Ikerketa Saila, Txatxarramendi irla z/g, 48395 Sukarrieta (- Bizkaia), País Vasco, Spain

Tel: +34 94 6574000, E-Mail: icarmona@azti.es

Daniel, Patrick

Commission européenne - DG Affaires maritimes et Pêche, J-99 02/49, 1000 Brussels, Belgium

Tel: +322 229 554 58, E-Mail: patrick.daniel@ec.europa.eu

Fonteneau, Alain

9, Bd Porée, 35400 Saint Malo, France

Tel: +33 4 99 57 3200, Fax: +33 4 99 57 32 95, E-Mail: alain.fonteneau@ird.fr

Gaertner, Daniel

I.R.D. UR n° 109 Centre de Recherche Halieutique Méditerranéenne et Tropicale, Avenue Jean Monnet - B.P. 171, 34203 Sète Cédex, France

Tel: +33 4 99 57 32 31, Fax: +33 4 99 57 32 95, E-Mail: daniel.gaertner@ird.fr

Herrera Armas, Miguel Angel

OPAGAC, C/ Ayala 54, 28001 Madrid, Spain

Tel: 91 431 48 57, Fax: 91 576 12 22, E-Mail: miguel.herrera@opagac.org

Lopez, Jon

IEO - Instituto Español de Oceanografía, C/ Corazón de María, 8, 28002 Madrid, Spain

Tel: +34 91 510 75 18, E-Mail: jon.lopez@md.ieo.es

Merino, Gorka

AZTI - Tecnalía /Itsas Ikerketa Saila, Herrera Kaia Portualde z/g, 20110 Pasaia (Gipuzkoa), País Vasco, Spain

Tel: +34 94 657 4000, Fax: +34 94 300 4801, E-Mail: gmerino@azti.es

Murua, Hilario

AZTI - Tecnalía /Itsas Ikerketa Saila, Herrera Kaia Portualde z/g, 20110 Pasaia (Gipuzkoa), País Vasco, Spain

Tel: +34 667 174 433, Fax: +34 943 004801, E-Mail: hmurua@azti.es

Pascual Alayón, Pedro José

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Canarias, Vía Espaldón, Dársena Pesquera, PCL 8, 38180 Santa Cruz de Tenerife Islas Canarias, Spain

Tel: +34 922 549 400, Fax: +34 922 549 554, E-Mail: pedro.pascual@ca.ieo.es

Pereira, João Gil

Universidade dos Açores, Departamento de Oceanografia e Pescas Rua Professor Dr. Frederico Machado, 9901-862 Horta Azores, Portugal

Tel: +351 292 200 406, Fax: +351 292 200 411, E-Mail: pereira@uac.pt

Rodríguez-Sahagún González, Juan Pablo

Gerente Adjunto, ANABAC, c/Txibitxiaga, 24, entreplanta apartado 49, 48370 Bermeo Bizkaia, Spain

Tel: +34 94 688 2806; 627454864, Fax: +34 94 688 5017, E-Mail: anabac@anabac.org

Santiago Burrutxaga, Josu

Head of Tuna Research Area, AZTI-Tecnalía, Txatxarramendi z/g, 48395 Sukarrieta (Bizkaia) País Vasco, Spain

Tel: +34 94 6574000 (Ext. 497); 664303631, Fax: +34 94 6572555, E-Mail: jsantiago@azti.es; flarrauri@azti.es

Soto Ruiz, María

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, c/Corazón de María, 8, 28002 Madrid, Spain
Tel: +34 91 347 3620, Fax: +34 91 413 5597, E-Mail: maria.soto@md.ieo.es

GHANA**Bannerman, Paul**

Ministry of Fisheries, Marine Fisheries Research Division P.O. Box BT 62, Tema, Ghana
Tel: +233 244 794859, Fax: +233 302 208048, E-Mail: paulbann@hotmail.com

Iriarte, Federico

TTV-LTDA, Fishing Harbour P.O.Box CE 11254, Tema, Ghana
Tel: +233 33 205 403, Fax: +233 33 206 218, E-Mail: federico.iriarte@mwbrands.com

JAPAN**Ashida, Hiroshi**

5-7-1 Orido, Shimizu-ku, Shizuoka-shi, Shizuokaken 424 8633, Japan
Tel: +81 54 336 6000, Fax: +81 1154 335 9642, E-Mail: hashida@affrc.go.jp

Matsumoto, Takayuki

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

Uozumi, Yuji

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

MAURITANIA**Habibe, Beyahe Meissa**

Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches - IMROP, B.P. 22, Nouadhibou, Mauritania
Tel: +222 2242 1047, Fax: +222 574 5081, E-Mail: bmouldhabib@gmail.com

UNITED STATES**Brown, Craig A.**

Chief, Highly Migratory Species Branch, Sustainable Fisheries Division, NOAA Fisheries Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149, United States
Tel: +1 305 361 4590, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: craig.brown@noaa.gov

Díaz, Guillermo

NOAA-Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33021, United States
Tel: +1 305 898 4035, E-Mail: guillermo.diaz@noaa.gov

Schirripa, Michael

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149, United States
Tel: +1 305 361 4568, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: michael.schirripa@noaa.gov

Sculley, Michelle

University of Miami, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, 4600 Rickenbacker Causeway, Miami FL 33149, United States
Tel: +1 305 421 4831, Fax: 4600 Ricken, E-Mail: mjohnston@rsmas.miami.edu

Walter, John

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

URUGUAY**Forselledo Cladera, Rodrigo**

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos - DINARA, Sección de Recursos Pelágicos de Altura, Constituyente 1497, 11200 Montevideo, Uruguay
Tel: +598 2400 46 89, Fax: +598 241 32 16, E-Mail: rforselledo@gmail.com

OBSERVERS

CHINESE TAIPEI

Huang, Julia Hsiang-Wen

Director and Associate Professor, Institute of Marine Affairs and Resource Management, National Taiwan Ocean University,
No. 2 Pei-Ning Road, 20224 Keelung, Chinese Taipei

Tel: +886 2 2462 2192 Ext. 5608, Fax: +886 2 2463 3986, E-Mail: julia@ntou.edu.tw

INTERNATIONAL SEAFOOD SUSTAINABILITY FOUNDATION – ISSF

Justel, Ana

ISSF-Spain, C/ Francisco Giralte, 2, 28002 Madrid, Spain

Tel: +34 91 745 3075, E-Mail: ajustel@iss-foundation.org

SCRS Chairman

Die, David

Cooperative Institute of Marine and Atmospheric Studies, University of Miami, 4600 Rickenbacker Causeway, Miami Florida
33149, United States

Tel: +1 305 421 4607, Fax: +1 305 421 4221, E-Mail: ddie@rsmas.miami.edu

EXTERNAL EXPERT

Sharma, Rishi

IOTC Secretariat, Le Chantier Mall (2nd floor), PO Box 1011, Victoria Mahé – Seychelles

Tel: +248 4225494, Fax: +248 4224364, E-Mail: Rishi.Sharma@iotc.org

ICCAT Secretariat

C/ Corazón de María, 8 – 6th floor, 28002 Madrid, Spain

Tel: + 34 91 416 5600; Fax: +34 91 415 2612; E-Mail: info@iccat.int

de Bruyn, Paul

Ortiz, Mauricio

Kell, Laurence

Neves dos Santos, Miguel

LIST OF DOCUMENTS

SCRS/2015/073	Diagnostics for a biomass dynamic stock assessment of Atlantic bigeye tuna (<i>Thunnus obesus</i>)	Merino G. and Kell L.
SCRS/2015/105	Standardized CPUE for juveniles of bigeye caught by the European and associated Purse Seine fishery on FADs in the Atlantic Ocean during 1991 to 2014	Soto M., Fernandez F., Pascual P. and Gaertner D.
SCRS/2015/121	Review and preliminary analyses of size frequency samples of Atlantic Bigeye tuna (<i>Thunnus obesus</i>)	Ortiz M. and Palma C.
SCRS/2015/126	An assessment of Atlantic bigeye tuna for 2015	Schirripa M.J.
SCRS/2015/131	Estadísticas españolas de la pesquería atunera tropical, en el Océano Atlántico, hasta 2014	Delgado de Molina A., Delgado de Molina R., Santana J.C. and Ariz J.
SCRS/2015/136	Datos estadísticos de la pesquería de túnidos de las Islas Canarias durante el periodo 1975 a 2014	Delgado de Molina A., Delgado de Molina R., Santana J.C. and Ariz J.
SCRS/2015/138	Size-weight relationship of the bigeye tuna (<i>Thunnus obesus</i>) from North Atlantic areas using linear and non-linear fits	Carroceda A., and Colmenero C.
SCRS/2015/139	Estimating Ghanaian purse seine and baitboat catch during 2006-2013: input data for 2015 bigeye stock assessment	Chassot E., Ayivi S., Floch L., Damiano A. and Dewals P.
SCRS/2015/140	Catch-at-size and age analyses for Atlantic bigeye	Kell L., Palma C. and Merino G.
SCRS/P/2015/028	Bigeye tuna VPA: initial model and results	Walter J.
SCRS/P/2015/029	BET Catch at size, L infinity & growth curve in the Atlantic & Indian Ocean	Fonteneau A.

VPA SPECIFICATIONS

The VPA specifications generally followed the design from the 2010 assessment. All model runs were run using VPA-2BOX software (Version 3.01¹) (Table A.1). Initial runs (1-13) used the CAA prior to incorporating the revised 2006-2013 and 2014 carry-over estimates for Ghana. All subsequent model runs use the most recent CAA. Overall differences from the 2010 VPA include a new natural mortality vector derived using a Lorenzen (2005) function with the reference $M = 0.279$ over the fully selected age classes (1-15). The reference M was approximated using a maximum age of 15. The M vector was developed using the Hallier *et al.* (2005) growth curve. This differs from the assumed M used in 2010 (Ages 0-1 = 0.8, Ages 2-7+ = 0.4).

The remaining biological parameters used for the VPA are the same as those used during the 2010 bigeye tuna assessment. The von Bertalanffy growth parameters of Hallier *et al.* (2005): $k=0.180$ yr⁻¹, $L_{\infty} = 217.3$ cm and $t_0 = -0.709$ year, and the weight-length equation of Parks *et al.* (1982): $\text{Weight (kg)} = 2.396 \text{ E}^{-5} * \text{FL(cm)}^{2.9774}$ were used to estimate the age of the plus-group.

Fecundity was estimated using a proxy, %Maturity * Weight-at-Age of the stock (calculated from the growth curve on January 1). For the fecundity of the plus group, the population was assumed to be composed of 50% Age-7 and 50% Age-8 individuals.

Other specifications unchanged from the 2010 VPA include a penalty (Std Dev = 0.4) was applied to deviations in vulnerability at ages 0-7 during the last three years to prevent large fluctuations in the estimated recruitment estimates. Initially the parameters and their estimation specifications remained unchanged from 2010, but the biological parameters used in 2015 for the VPA were as follows:

	Age 0	Age 1	Age 2	Age 3	Age 4	Age 5	Age 6	Age 7+
% mature	0	0	0	0.5	1	1	1	1
Weight (kg)	0.393	4.16	12.78	25.56	41.15	58.21	75.60	100.50
M	0.72	0.49	0.38	0.33	0.29	0.27	0.25	0.24

The F-ratios (age7+ relative to age 6) were modeled by estimating the ratio in 1975, then allowing a random walk (SD = 0.2). This option allows some flexibility to the model to better fit the data but does not require the estimation of all F-ratios as independent values, which would likely result in over-parameterization. Terminal-F parameters were estimated for ages 1, 4, 5 and 6. The age 0 terminal-F was fixed at 1.08 times the age 1 estimate. The age 2 and age 3 terminal-Fs were fixed at 0.57 and 0.73 times the age-4 estimate, respectively. These values were determined using the results of a separable VPA conducted in 2010. For 2015 a catch curve analysis was run which suggested four potential time-blocks for estimated the F-ratios. No separable VPA was conducted in 2015 and all terminal F parameters were freely estimated in the 2015 VPA models.

In 2010 an index from the Brazilian longline and the Azores baitboat were used but these were either not updated for 2015 (BRLL) or deemed unrepresentative of the stock as a whole (AZBB) by the data workshop. Indices were initially equally weighted with a CV of 0.2. Indices were input in the native units (numbers) of measurement, except for the URU LL index which was measured in weight (Table A.2). To construct the partial weight at ages for this index when mean weights at age were missing, the average over all years was input for that age. This was necessary for the URU-LL as mean weights were often missing from some age classes in certain years. These indices are provided below.

1	US PLL	US PPL index in number (1986-2014)
2	JAP_LL_ALL	JLL N, core area (2, mainly) 1975-2014
3	URU_LL_EARLY	URU LL (1982-1991) in weight
4	URU_LL_LATE	URU LL (1992-2010) in weight
5	CHIN_TAI_LL_EARLY	TAI LL N task 2 data (1968-1992)
6	CHIN_TAI_LL_LATE	TAI LL N, logbook data, core area (1993-2014)

The starting time 1975 was chosen similar to the 2010 VPA. While the indices and the landings go back further

¹ Version 3.01, Porch, ICCAT software catalog.

than 1975 and it might be desirable to do so to capture the initiation of the fishery, the CAA could not be calculated for the meeting and there was some concern noted regarding the misidentification of small BET as YFT prior to 1975. Some concern was noted regarding the odd pattern in the CAA in 1975, relative to 1976 and later years. However they likely reflect real changes in the fishery as they correspond to an increasing percentage of purse seine removals relative to total removals from ~10% in 1975 to ~20% in 1976.

The overall catch at age (CAA) was obtained by age-slicing (**Table 3** of this report). For each of the indices partial catches at age were developed from the total catch at age to reflect the fleet-specific selectivity (**Table A3**). For the Uruguay index that was in weight, the average weight was obtained from the catch at size to convert the index in weight into number (**Table A4**).

VPA diagnostics

All initial model diagnostics were performed on run 4- with the new model specifications and a four-year time block on the F-ratio. The first model diagnostic was to vary the starting seed to determine whether a global minima had been reached. Thirty different starting seeds were explored with no difference in the objective function, indicating stable model performance. The second model diagnostic was to evaluate estimability of the parameters by conducting a likelihood profile on key parameters. Another diagnostic is the first derivative test that evaluates the estimability of the parameters, and provides similar information on the shape of the likelihood surface around the maximum likelihood estimate. The next diagnostic evaluated was the chi-squared discrepancy statistic which measures the fit to the indices. This tests the hypothesis of what is the probability that the chi-sq test statistic is greater than what would be expected under the distribution with the given degrees of freedom. Chi-square p-values that are extremely high (~1) are indicative of an over-parameterized model while very low values (<0.01) indicate a model that is inconsistent with the data, or very conflicting indices.

Retrospective analyses going back 10 years were also conducted to evaluate retrospective patterns.

We employed two statistics to describe a) the degree of retrospective bias (ρ) and (b) the degree of retrospective error ($|\rho|$). The statistic ρ , is similar to that proposed by Mohn (1999) except we calculate it for 10 years going back for five retrospective peels. The statistic is calculated as the sum of the differences between the retrospective estimates for a given year and the estimates obtained from the entire time series, divided by the full time series estimates. As this statistic is signed, it measures consistent retrospective bias above or below the values estimated for the full time series.

A second statistic, $|\rho|$, measures the absolute deviation between retrospective values and the values estimated for the full time series and is the same equation as (3) but with the absolute value of the quantity in the numerator. Both statistics are useful measures of performance as ρ measures the degree of retrospective bias (consistent under or overestimation of terminal year values with successive removals of a year of data) and $|\rho|$ measures absolute variability. High values for either statistic indicate poor VPA performance.

A leave-one out analysis was also performed for the models to evaluate the sensitivity of the model to removing a single index. The goal here is to determine where there are conflicting indices and to then identify whether there are discrepancies between indices that can be resolved with VPA model changes.

The last diagnostic was to run bootstraps and to check for bad bootstraps, extraordinary run time or highly divergent bootstrap estimates.

Results

As data inputs (notably the CAA) changed and as parameter specifications were altered, multiple model runs were conducted (**Table A5**). Based upon poor diagnostics including high retrospective bias, bimodality in retrospectives and poor fit diagnostics as measured by the chi-square test multiple model configurations were necessary to achieve a relatively stable model configuration (run 21). These changes included an additional split in the Chinese Taipei index in 2005 to address an apparent change in selectivity, increasing and then estimating the variance on all indices and modeling the F-ratio with four time blocks. Additionally model runs with a 10+ and 13+ group were run but due to concerns regarding the validity of the age-slicing beyond age 7, these runs were not preferred configurations.

Ultimately, run 21 was chosen as the best model to use as a comparison with ASPIC and SS3 but not for

management advice. This model showed the best performance diagnostics and appeared to be the most stable configuration. Given the high number of model runs, only results for the final, best model run are shown. This model allowed for all index variances to be freely estimated allowing the model to reconcile the conflicting CPUE indices. Bootstraps were conducted for this model and showed no bad bootstraps and a reduction in bootstrap bias and error over other models for which bootstrapping was evaluated.

Fits to indices and index residuals indicate a very poor fit to the URU LL 1 and 2 indices and the Chinese-Taipei 1 index. Overall there is substantial conflict between the indices, notably between the Chinese-Taipei indices and the Japanese longline index. Over different model configurations that weighted indices differently (e.g. jack-knifing indices, fixing index variances) the tension between the JLL and the Chinese Taipei indices appeared to suggest very different model states. This is reconciled by the model fitting the JLL index better when the variances are estimates but, in the future, it may be most logical to follow the approach for the ASPIC modeling where individual indices are run as states of nature.

Nonetheless the ‘best’ model still shows high retrospective bias (**Figure A1**) making it unreliable for projection advice. In addition, the substantial variability of model estimates due to slight changes in parameter specifications diminished confidence in the results such that the Group did not recommend projecting the model.

The final, most stable, run configuration indicates that the stock biomass has seen a long slow decline with a slight uptick in the early 1990s. Fishing mortality has slowly increased and, despite one peak in 2005, is estimated to be at the highest levels over the modelled time period. This increase in F is largely due to declines in estimated recruitment in the most recent 10 years (**Figure A2**). Fishing mortality rates indicate highest vulnerability at ages 0 and 5 with dome-shaped vulnerability and F -ratio estimates well below 1 (**Figure 39** of this report). To provide benchmark estimates, average recruitment over the entire time series was used and an $F_{0.1}$ and $SSB/SSBF_{0.1}$ proxies were used for the MSY -benchmarks (**Figure 40** of this report).

Table A1. Parameter settings for VPA model runs. See the VPA manual (available at www.iccat.int) for detailed description of the format of this file.

```

#-----
# PARAMETER FILE FOR PROGRAM VPA_2BOX, Version 3.0
# The specifications are entered in the order indicated
# by the existing comments. Additional comments must be preceded by a # symbol
# in the first column, otherwise the line is perceived as free format input.
#
# Each parameter in the model must have its own specification line unless a $
# symbol is placed in the first column followed by an integer value (n), which
# tells the program that the next n parameters abide by the same specifications.
#
# The format of each specification line is as follows
#
# column 1
# | number of parameters to which these specifications apply
# | | lower bound
# | | | best estimate (prior expectation)
# | | | | upper bound
# | | | | | method of estimation
# | | | | | standard deviation of prior
# $ 5 0 1.2 2.0 1 0.1
#
# The methods of estimation include:
# 0 set equal to the value given for the best estimate (a fixed constant)
# 1 estimate in the usual frequentist (non-Bayesian) sense
# 2(0.1) estimate as a random deviation from the previous parameter
# 3(0.2) estimate as a random deviation from the previous constant or type 1 parameter
# 4(0.3) estimate as random deviation from the best estimate.
# -0.1 set equal to the value of the closest previous estimated parameter
# -n set equal to the value of the nth parameter in the list (estimated or not)
#-----
#=====
# TERMINAL F PARAMETERS: (lower bound, best estimate, upper bound, indicator, reference age)
# Note 1: the method indicator for the terminal F parameters is unique in that if it is
# zero but the best estimate is set to a value < 9, then the 'best estimate'
# is taken to be the vulnerability relative to the reference age in the last
# (fifth) column. Otherwise these parameters are treated the same as the
# others below and the fifth column is the standard deviation of the prior.
# Note 2: the last age is represented by an F-ratio parameter (below), so the number
# of entries here should be 1 fewer than the number of ages
#-----
0.1 0.6 3.0 1 0.4 Age 0
0.05 0.4 3.0 1 0.4 Age 1
0.05 0.2 3.0 1 0.4 Age 2
0.05 0.2 3.0 1 0.4 Age 3
0.05 0.3 3.0 1 0.4 Age 4
0.05 0.4 3.0 1 0.4 Age 5
0.05 0.5 3.0 1 0.4 Age 6
#-----
# F-RATIO PARAMETERS F{oldest}/F{oldest-1} one parameter (set of specifications) for each year
#-----
$ 1 1.0000D-01 0.7000D+00 0.5000D+01 1 0.0200D+01
$ 9 1.0000D-01 0.7000D+00 0.5000D+01 -0.1 1
$ 1 1.0000D-01 0.7000D+00 0.5000D+01 1 0.0200D+01
$ 7 1.0000D-01 0.7000D+00 0.5000D+01 -0.1 11
$ 1 1.0000D-01 0.7000D+00 0.5000D+01 1 0.0200D+01
$ 13 1.0000D-01 0.7000D+00 0.5000D+01 -0.1 19
$ 1 1.0000D-01 0.7000D+00 0.5000D+01 1 0.0200D+01
$ 7 1.0000D-01 0.7000D+00 0.5000D+01 -0.1 32
#-----
# NATURAL MORTALITY PARAMETERS: one parameter (set of specifications) for each age
#-----
0 0.72 1 0 0.1
0 0.486 1 0 0.1
0 0.383 1 0 0.1
0 0.326 1 0 0.1

```

```

0 0.291 0 0.1
0 0.265 1 0 0.1
0 0.248 1 0 0.1
0 0.235 1 0 0.1
=====
# MIXING PARAMETERS: one parameter (set of specifications) for each age
#-----
$ 8 0 0.0 1.0 0 .1
=====
# STOCK-RECRUITMENT PARAMETERS: five parameters so 5 sets of specifications
#-----
0 220982.5 1.D20 0 0.4    maximum recruitment
0 16441.44 1.D20 0 0.0    spawning biomass scaling parameter
0 0.000 0.9 0 0.0    extra parameter (not used yet)
0 0.5 1 0 0    autocorrelation parameter
0 10 1000 0 0 (0.3464)  variance of random component (discounting the autocorrelation)
=====
# VARIANCE SCALING PARAMETER (lower bound, best estimate, upper bound, indicator, std. dev.)
# this parameter scales the input variance up or down as desired
# In principal, if you estimate this you should obtain more accurate estimates of the
# magnitude of the parameter variances-- all other things being equal.
#-----
0.0000D+00 1 3 1 0.4000D+00 #est
0.0000D+00 1 3 1 0.4000D+00 #est
0.0000D+00 1 3 1 0.4000D+00 #est
0.0000D+00 1 3 1 0.4000D+00 #est
0.0000D+00 1 3 0 0.4000D+00
0.0000D+00 1 3 1 0.4000D+00 #est
0.0000D+00 1 3 1 0.4000D+00 #est
0.0000D+00 1 3 0 0.4000D+00
0.0000D+00 1 3 0 0.4000D+00
0.0000D+00 1 3 0 0.4000D+00
0.0000D+00 1 3 1 0.4000D+00 #noest
0.0000D+00 1 3 0 0.4000D+00
@ END PARAMETER INPUT

```

Table A2. Indices of abundance for VPA assessment. Note that index CVs were initially input as 0.2 for all indices but subsequently were estimated in the model.

UNITS MODEL AREA	US_N		TAI_AL L_N		TAI_CO RE_N		JLL_COR E_N		URU_W _1		URU_ W_2 weigh t	
	number VPA 1 index	cv	number VPA 1,2,3 index	cv	number VPA 2 index	cv	number VPA 2 index	cv	weight VPA 3 index	cv	number VPA 3 index	cv
1961							9.448	0.005				
1962							9.210	0.005				
1963							10.782	0.004				
1964							9.025	0.005				
1965							9.017	0.004				
1966							9.308	0.005				
1967							9.283	0.005				
1968			1.774	0.062			11.342	0.004				
1969			2.204	0.047			10.788	0.005				
1970			1.834	0.042			10.043	0.005				
1971			1.388	0.046			9.250	0.005				
1972			1.085	0.052			9.984	0.005				
1973			1.061	0.061			11.674	0.004				
1974			1.126	0.048			12.912	0.004				
1975			1.105	0.053			7.663	0.006				
1976			1.035	0.048			7.870	0.007				
1977			1.143	0.045			13.520	0.004				
1978			1.037	0.046			10.933	0.004				
1979			0.899	0.055			10.238	0.005				
1980			1.058	0.048			11.247	0.003				
1981			0.796	0.046			9.233	0.004				
1982			0.579	0.044			8.813	0.003	190.161	0.338		
1983			0.572	0.051			10.093	0.004	92.788	0.360		
1984			0.609	0.050			9.327	0.003	50.948	0.362		
1985			0.485	0.045			9.411	0.003	99.417	0.327		
1986	2.891	0.197	0.437	0.042			10.371	0.003	52.525	0.387		
1987	5.079	0.122	0.702	0.048			11.939	0.003	74.816	0.386		
1988	3.215	0.128	0.384	0.080			11.266	0.003	48.411	0.403		
1989	3.234	0.125	0.425	0.054			8.357	0.003	22.819	0.459		
1990	3.129	0.125	0.896	0.062			7.317	0.004	23.917	0.427		
1991	3.224	0.128	1.029	0.049			6.904	0.004	23.083	0.443		
1992	2.436	0.131	1.239	0.064			6.775	0.004			68.484	0.654
1993	2.494	0.131			5.331	0.032	6.857	0.004			165.957	0.639
1994	2.142	0.133			7.630	0.016	5.858	0.004			64.496	0.785
1995	2.174	0.130			7.353	0.011	5.609	0.004			80.926	0.783
1996	2.556	0.125			4.896	0.007	4.727	0.005			68.707	0.782
1997	2.240	0.127			3.621	0.008	4.387	0.006			62.060	0.636
1998	2.498	0.124			4.588	0.009	4.235	0.006			40.128	0.629
1999	3.516	0.123			3.553	0.006	4.421	0.006			24.923	0.736
2000	2.624	0.128			3.297	0.007	4.550	0.006			20.915	0.767
2001	2.660	0.126			3.956	0.010	3.985	0.007			17.096	0.757
2002	2.229	0.127			4.112	0.008	4.035	0.008			11.701	0.725
2003	1.457	0.137			3.568	0.008	3.960	0.007			8.775	0.586
2004	1.270	0.149			3.113	0.008	2.804	0.010			3.175	0.576
2005	2.020	0.140			3.183	0.006	2.955	0.010			4.053	0.596
2006	2.657	0.134			3.888	0.014	3.409	0.008			15.057	0.622
2007	1.612	0.141			4.586	0.007	2.633	0.011			12.609	0.615
2008	1.737	0.139			3.798	0.008	2.117	0.013			15.093	0.618
2009	1.503	0.140			3.534	0.006	2.254	0.012			18.909	0.619
2010	1.458	0.138			3.955	0.006	2.381	0.012			9.592	0.745
2011	1.478	0.144			3.378	0.005	2.198	0.013				
2012	1.451	0.138			2.923	0.006	2.715	0.011				
2013	1.913	0.135			4.979	0.007	3.585	0.009				
2014	2.400	0.130			4.399	0.006	2.843	0.026				

Table A3. Partial catches at age for VPA assessment.

#Index_ID	Year	Age0	Age1	Age2	Age3	Age4	Age5	Age6	Age7		
1	1986	4	301	4319	7770	3833	1490	510	249	'US	PLL'
1	1987	90	1090	3477	8094	4698	1457	572	248	'US	PLL'
1	1988	32	1303	5888	6765	4345	1126	231	127	'US	PLL'
1	1989	21	919	4353	6064	3563	1236	284	95	'US	PLL'
1	1990	22	685	5567	4383	3037	992	266	99	'US	PLL'
1	1991	9	902	4884	10227	4379	1353	368	132	'US	PLL'
1	1992	101	1160	6002	4408	2910	968	344	181	'US	PLL'
1	1993	16	700	10634	9505	2995	789	192	82	'US	PLL'
1	1994	52	1296	8155	11230	4044	921	351	257	'US	PLL'
1	1995	51	1185	11161	8398	4669	1510	579	383	'US	PLL'
1	1996	58	1408	7017	10739	2511	527	101	36	'US	PLL'
1	1997	72	4200	10872	8110	3812	450	73	26	'US	PLL'
1	1998	42	1263	9407	7546	2857	697	81	42	'US	PLL'
1	1999	27	1156	6560	13953	4017	843	146	27	'US	PLL'
1	2000	11	958	4990	5869	3021	657	153	61	'US	PLL'
1	2001	9	540	5189	8940	3167	836	187	78	'US	PLL'
1	2002	14	542	4573	4761	3904	716	128	50	'US	PLL'
1	2003	3	497	2285	2656	1303	653	167	102	'US	PLL'
1	2004	1	533	3225	2178	1708	560	132	44	'US	PLL'
1	2005	2	430	2166	3893	1441	441	121	52	'US	PLL'
1	2006	0	286	2758	4313	4631	545	131	69	'US	PLL'
1	2007	6	822	1660	2815	2710	999	167	123	'US	PLL'
1	2008	5	986	2412	4918	2185	864	116	33	'US	PLL'
1	2009	28	970	3214	2691	3136	912	272	82	'US	PLL'
1	2010	12	2281	3109	3899	2484	777	242	124	'US	PLL'
1	2011	14	896	5825	6338	3178	814	197	76	'US	PLL'
1	2012	11	2418	2607	4875	4670	807	266	144	'US	PLL'
1	2013	16	2567	6470	3965	2176	1008	212	98	'US	PLL'
1	2014	3	2248	4774	5418	4018	725	188	47	'US	PLL'
2	1975	1135	12793	33476	76662	80000	48246	29015	41230	'JAP_LL_ALL'	
2	1976	46	3578	27429	40543	33441	23682	12902	8671	'JAP_LL_ALL'	
2	1977	76	4811	32492	51285	38744	26877	16874	10236	'JAP_LL_ALL'	
2	1978	223	10472	37795	60850	45655	26778	12547	6919	'JAP_LL_ALL'	
2	1979	174	27864	119996	77393	47986	24386	12297	8260	'JAP_LL_ALL'	
2	1980	165	27538	95667	179541	89583	42307	22596	20452	'JAP_LL_ALL'	
2	1981	294	23983	101532	142332	143832	45848	19530	13197	'JAP_LL_ALL'	
2	1982	5727	50063	112466	228869	153823	92101	47429	45157	'JAP_LL_ALL'	
2	1983	539	10309	55969	87871	66624	41813	23812	25087	'JAP_LL_ALL'	
2	1984	234	25044	108147	157259	116940	64176	31566	30988	'JAP_LL_ALL'	
2	1985	333	27684	157261	216645	160659	91830	42147	30028	'JAP_LL_ALL'	
2	1986	601	19002	71145	148931	121278	67233	35812	29145	'JAP_LL_ALL'	
2	1987	91	15819	84303	145002	110747	48201	21119	14228	'JAP_LL_ALL'	
2	1988	109	25509	151887	220445	172348	81734	40900	27695	'JAP_LL_ALL'	
2	1989	63	22487	99180	242488	215948	126719	62263	43618	'JAP_LL_ALL'	
2	1990	93	40342	149760	224307	191314	121474	52251	23149	'JAP_LL_ALL'	
2	1991	7	9282	101271	186276	167671	94321	42909	26257	'JAP_LL_ALL'	
2	1992	177	23564	120906	177405	172461	119243	55006	39168	'JAP_LL_ALL'	
2	1993	12196	39772	73138	139194	182671	133730	66388	47199	'JAP_LL_ALL'	
2	1994	361	17685	56398	147848	152246	127828	73188	85445	'JAP_LL_ALL'	
2	1995	245	20356	35658	68080	106553	120749	77767	107727	'JAP_LL_ALL'	
2	1996	3	6093	41536	101407	116906	100104	68604	93871	'JAP_LL_ALL'	
2	1997	0	2009	31702	141292	129545	67737	45621	57321	'JAP_LL_ALL'	
2	1998	141	11050	78824	110872	109828	67503	39637	49405	'JAP_LL_ALL'	
2	1999	14	8686	55827	147992	108953	62689	29011	36103	'JAP_LL_ALL'	
2	2000	49	4499	66596	151686	144898	77170	30323	36345	'JAP_LL_ALL'	
2	2001	93	4946	54073	106697	93923	66134	29837	22701	'JAP_LL_ALL'	
2	2002	84	5556	35855	69333	69756	61999	24582	23861	'JAP_LL_ALL'	
2	2003	13	4493	24330	65120	81500	68036	37945	46716	'JAP_LL_ALL'	
2	2004	37	3960	33283	68172	82259	57826	37002	41839	'JAP_LL_ALL'	
2	2005	0	1634	32946	59375	46295	42205	27347	35218	'JAP_LL_ALL'	
2	2006	3	8948	37950	90605	65610	47807	31353	26291	'JAP_LL_ALL'	
2	2007	16	2659	30401	70283	78947	56253	37660	39027	'JAP_LL_ALL'	
2	2008	42	11720	21931	44587	64250	58100	37948	39837	'JAP_LL_ALL'	
2	2009	4	8057	27386	57947	69285	51144	36288	36758	'JAP_LL_ALL'	
2	2010	12	7963	39115	44473	63558	46738	28834	37549	'JAP_LL_ALL'	
2	2011	232	16888	39262	42501	45710	33151	26639	28902	'JAP_LL_ALL'	
2	2012	141	25873	67865	80447	71203	40103	27209	21511	'JAP_LL_ALL'	
2	2013	97	18249	41345	41997	37814	35454	28865	38354	'JAP_LL_ALL'	
2	2014	42	11720	21931	44587	64250	58100	37948	39837	'JAP_LL_ALL'	
3	1982	11	605	1844	2946	3305	1051	293	86	'URU_LL_EARLY'	
3	1983	0	0	1122	561	2244	810	810	3054	'URU_LL_EARLY'	

3	1984	0	622	622	3763	2364	3017	1213	1213	'URU_LL_EARLY'
3	1985	0	1644	4985	1542	4162	976	565	719	'URU_LL_EARLY'
3	1986	0	0	600	3599	0	600	0	0	'URU_LL_EARLY'
3	1987	0	170	306	527	1376	646	476	238	'URU_LL_EARLY'
3	1988	39	322	745	447	479	424	212	157	'URU_LL_EARLY'
3	1989	0	6	47	258	539	178	55	19	'URU_LL_EARLY'
3	1990	0	1	36	155	396	138	23	8	'URU_LL_EARLY'
3	1991	0	45	980	9	0	27	0	0	'URU_LL_EARLY'
4	1992	0	16	959	401	278	99	0	0	'URU_LL_LATE'
4	1993	10	78	656	597	272	33	18	2	'URU_LL_LATE'
4	1994	129	206	528	389	132	49	37	5	'URU_LL_LATE'
4	1995	0	196	738	856	226	120	92	26	'URU_LL_LATE'
4	1996	904	1658	733	326	1134	381	8	0	'URU_LL_LATE'
4	1997	0	36	687	1171	355	6	0	0	'URU_LL_LATE'
4	1998	0	0	209	995	245	80	8	0	'URU_LL_LATE'
4	1999	0	46	14	463	248	12	6	0	'URU_LL_LATE'
4	2000	0	34	254	399	77	9	6	2	'URU_LL_LATE'
4	2001	0	4258	198	0	0	0	0	0	'URU_LL_LATE'
4	2002	0	22	115	1438	603	13	4	0	'URU_LL_LATE'
4	2003	0	0	0	97	520	474	0	0	'URU_LL_LATE'
4	2004	0	0	0	66	353	322	0	0	'URU_LL_LATE'
4	2005	0	0	0	0	0	904	0	0	'URU_LL_LATE'
4	2006	10	197	361	308	265	231	72	217	'URU_LL_LATE'
4	2007	0	17	129	82	69	81	26	46	'URU_LL_LATE'
4	2008	0	14	24	254	113	74	34	36	'URU_LL_LATE'
4	2009	1	33	69	74	723	993	413	517	'URU_LL_LATE'
4	2010	0	5	44	58	27	61	80	68	'URU_LL_LATE'
6	1975	0	3923	14666	18616	27489	16151	5280	5683	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1976	237	6146	12342	17061	23631	13443	3898	1506	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1977	918	15730	21409	19152	18395	12184	3614	850	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1978	146	10051	10415	15732	20248	10779	3569	1602	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1979	0	2538	11888	15386	9411	3901	2012	6687	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1980	963	6464	9104	17562	14866	7591	2517	2077	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1981	128	2471	4713	11463	12484	5786	2079	1641	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1982	396	2780	9669	17041	14430	5455	1881	884	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1983	12	1558	3899	9371	13669	5049	1608	1057	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1984	146	926	2488	4972	5946	3696	1031	554	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1985	16	1265	4650	6957	8714	4930	861	619	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1986	115	526	3695	12638	8112	2540	273	120	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1987	31	4495	7638	10099	11145	4464	627	229	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1988	0	383	1465	6351	16563	4763	506	110	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1989	100	471	966	5637	9005	2450	618	209	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1990	15	2243	21925	45909	43163	13770	3326	572	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1991	0	4028	19694	61712	137634	74132	6378	1567	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
6	1992	0	4208	58054	142255	88077	18824	3670	2041	'CHIN_TAI_LL_EARLY'
7	1993	6187	17204	55451	100971	85280	37530	7040	5043	'CHIN_TAI_LL_LATE'
7	1994	2906	24063	114407	167400	93376	58227	16938	8719	'CHIN_TAI_LL_LATE'
7	1995	3569	17719	65894	185369	94321	40155	16179	6109	'CHIN_TAI_LL_LATE'
7	1996	2640	21093	97497	139871	120741	72446	29667	18048	'CHIN_TAI_LL_LATE'
7	1997	0	7798	67275	116310	176357	53270	18713	11452	'CHIN_TAI_LL_LATE'
7	1998	23	17995	100626	108458	115840	46583	14011	6625	'CHIN_TAI_LL_LATE'
7	1999	34	24451	141895	128537	72919	45086	22735	13388	'CHIN_TAI_LL_LATE'
7	2000	3562	38331	178154	151130	72098	23843	14437	19462	'CHIN_TAI_LL_LATE'
7	2001	8450	30748	56966	111285	110256	48082	11042	12827	'CHIN_TAI_LL_LATE'
7	2002	22	767	30686	82304	113718	85644	29250	28139	'CHIN_TAI_LL_LATE'
7	2003	4	230	10196	61721	120280	147828	38550	19137	'CHIN_TAI_LL_LATE'
7	2004	0	239	8243	48653	117579	84856	35752	18725	'CHIN_TAI_LL_LATE'
7	2005	4	450	6237	35389	82261	53084	19607	12756	'CHIN_TAI_LL_LATE'
11	2006	19	274	2249	9734	11100	9070	6388	8065	'CHIN_TAI_LL_LATE'
11	2007	3	348	5640	20810	36171	34051	25141	42025	'CHIN_TAI_LL_LATE'
11	2008	36	350	3047	16383	31325	32771	21828	35813	'CHIN_TAI_LL_LATE'
11	2009	0	346	5878	26352	47706	40320	27337	42087	'CHIN_TAI_LL_LATE'
11	2010	23	630	8869	27483	43803	39944	29383	40448	'CHIN_TAI_LL_LATE'
11	2011	150	2809	15044	48159	48100	37058	28101	38858	'CHIN_TAI_LL_LATE'
11	2012	7	1089	11510	31349	44770	28365	18574	33427	'CHIN_TAI_LL_LATE'
11	2013	7	927	9048	30792	35620	29793	19592	31196	'CHIN_TAI_LL_LATE'
11	2014	31	283	5713	26241	43742	37443	27658	45014	'CHIN_TAI_LL_LATE'

Table A4. Fleet specific weights at age for VPA assessment. Used to convert indices expressed in biomass to numbers.

INDEX	YEAR	AGE0	AGE1	AGE2	AGE3	AGE4	AGE5	AGE6	AGE7	
3	1981	2.1	8.8	17.5	35.0	50.1	63.0	80.9	113.8	'URU_LL_EARLY'
3	1982	3.5	10.5	20.2	33.6	48.9	64.8	81.3	103.4	'URU_LL_EARLY'
3	1983	3.8	10.4	18.6	39.1	46.0	64.2	82.2	108.3	'URU_LL_EARLY'
3	1984	3.8	9.6	23.0	35.8	50.0	70.7	84.1	109.7	'URU_LL_EARLY'
3	1985	3.8	13.4	20.0	37.6	53.8	70.9	90.1	103.7	'URU_LL_EARLY'
3	1986	3.8	10.4	23.2	32.2	48.4	70.1	82.9	109.8	'URU_LL_EARLY'
3	1987	3.8	7.3	16.0	34.2	52.2	64.0	81.3	102.6	'URU_LL_EARLY'
3	1988	6.3	12.2	20.6	28.9	52.1	67.2	81.7	111.5	'URU_LL_EARLY'
3	1989	3.4	8.5	19.0	37.1	49.3	61.7	87.0	98.4	'URU_LL_EARLY'
3	1990	3.8	9.7	19.6	35.6	49.6	66.0	81.7	105.1	'URU_LL_EARLY'
3	1991	3.8	13.7	17.3	24.6	48.4	62.0	82.9	109.8	'URU_LL_EARLY'
4	1992	3.8	12.2	19.9	36.1	48.4	68.3	82.9	109.8	'URU_LL_LATE'
4	1993	3.2	10.8	20.3	31.0	46.8	63.1	80.1	95.0	'URU_LL_LATE'
4	1994	3.5	8.3	19.9	30.0	48.9	67.3	85.4	98.6	'URU_LL_LATE'
4	1995	3.8	11.3	20.8	30.6	48.1	69.4	84.3	98.1	'URU_LL_LATE'
4	1996	4.5	7.3	21.5	28.9	52.0	60.2	82.0	109.8	'URU_LL_LATE'
4	1997	3.8	11.3	22.4	33.2	43.7	65.9	82.9	109.8	'URU_LL_LATE'
4	1998	3.8	10.4	24.3	35.0	47.2	58.4	76.2	109.8	'URU_LL_LATE'
4	1999	3.8	10.4	25.2	33.4	45.0	74.4	81.9	109.8	'URU_LL_LATE'
4	2000	3.8	11.1	18.1	32.2	44.8	69.7	87.0	131.7	'URU_LL_LATE'
4	2001	3.8	11.1	13.1	33.1	48.4	65.8	82.9	109.8	'URU_LL_LATE'
4	2002	3.8	7.0	15.9	27.4	42.7	59.8	73.5	109.8	'URU_LL_LATE'
4	2003	3.8	10.4	20.1	29.4	42.5	62.0	82.9	109.8	'URU_LL_LATE'
4	2004	3.8	10.4	20.1	29.4	42.5	62.0	82.9	109.8	'URU_LL_LATE'
4	2005	3.8	10.4	20.1	33.1	48.4	67.9	82.9	109.8	'URU_LL_LATE'
4	2006	4.8	9.8	20.3	37.2	50.7	66.1	84.8	113.6	'URU_LL_LATE'
4	2007	3.8	11.4	20.6	36.5	48.6	69.8	86.8	116.2	'URU_LL_LATE'
4	2008	3.8	10.8	24.2	34.4	54.1	66.2	82.4	113.0	'URU_LL_LATE'
4	2009	3.1	9.8	18.7	32.2	52.8	65.8	82.6	116.2	'URU_LL_LATE'
4	2010	3.8	13.1	21.3	33.4	52.2	68.7	84.5	112.2	'URU_LL_LATE'

Table A5. 2015 BET VPA runs and model diagnostic results.

Run	name	CAA	obj	n parms	n data	AIC	Chi- square	chi-sq pval*	Mohn bias [§]	Mohn abs [#]
Run0	2010 VPA	2010	583	48	204	1637	3545.42	0.000	28.03	28.70
Run1	Mimic 2010 VPA	Old	-22.5	50	138	308.6	760.6	0.000	18.04	18.04
Run2	use SS natural mortality, same specs	Old	-24.6	50	138	304.4	743.5	0.000	-2.08	11.50
Run3	New specs, all term F parms estimated, increase sigma on cpue to 0.4	Old	-132	53	138	95.6	184.8	0.000	-1.61	1.82
Run4	same as 3, 4 time blocks	Old	-72	17	138	143.7	178.6	0.001	-1.28	1.35
Run5	age 10+	Old	-34.9	13	138	210	337.76	0.000	-3.77	3.78
Run6	age 13+	Old	-28.8	17	138	230.1	343.2	0.000	-3.90	4.18
Run7	NoJLL, like 3	Old	-94.4	52	98	95.4	224.5	0.000	-1.10	1.38
Run8	NoUSLL, like 3	Old	-109	52	109	85.7	174.0	0.000	-2.40	2.40
Run9	NoUru, like 3	Old	-169	51	109	-36.0	34.4	0.994	-1.21	4.69
Run10	NoChTai, like 3	Old	-107	51	98	67.9	147.6	0.000	-1.02	1.69
Run11	Like 4, split ChiTai	Old	-75.5	18	138	139	162.74	0.006	-0.69	0.79
Run12	Like 5, split ChiTai	Old	-35.2	14	138	215	337.32	0.000	-4.10	4.10
Run13	Like 11, split URU	Old	-71.3	19	138	149	173.17	0.001	-0.56	1.66
Run14	Like 11, but new CAA	New	-75.2	18	138	139	162.75	0.006	-0.65	0.81
Run15	Like 11 but input CV wt URU	New	-85.4	18	138	119	107.77	0.781	-1.10	1.48
Run16	Like 11 but double CV on URU	New	-91.1	18	138	107	66.01	1.000	-0.26	2.10
Run17	use old TAILL PCAA back in time	New	-67.6	17	138	152	203.05	0.000	-2.61	2.62
Run18	Like 14, remove URU LL	New	-98.7	16	109	35	33.12	1.000	-20.79	20.79
Run19	Like 14, but age links on F	New	-97.3	13	109	31.7	33.65	1.000	-13.51	13.51
Run20	Like18 est var scaling	New	-134	21	109	-25.6	107.21	0.080	-24.44	24.44
Run21	Like14 est var scaling	New	-125	25	138	53.7	112.52	0.495	-14.29	14.29
Run22	Like14 fix scaling	New	-115	18	138	58.7	169.92	0.002	142.17	143.39
Run23	Like 21 but remove vuln penalty	New	-113	25	138	77.6	128.68	0.149	-7.75	13.17

* Measure of index fit, ideal is non-significant

§ measure of retrospective error, prefer values near zero

measure of retrospective error, prefer low values

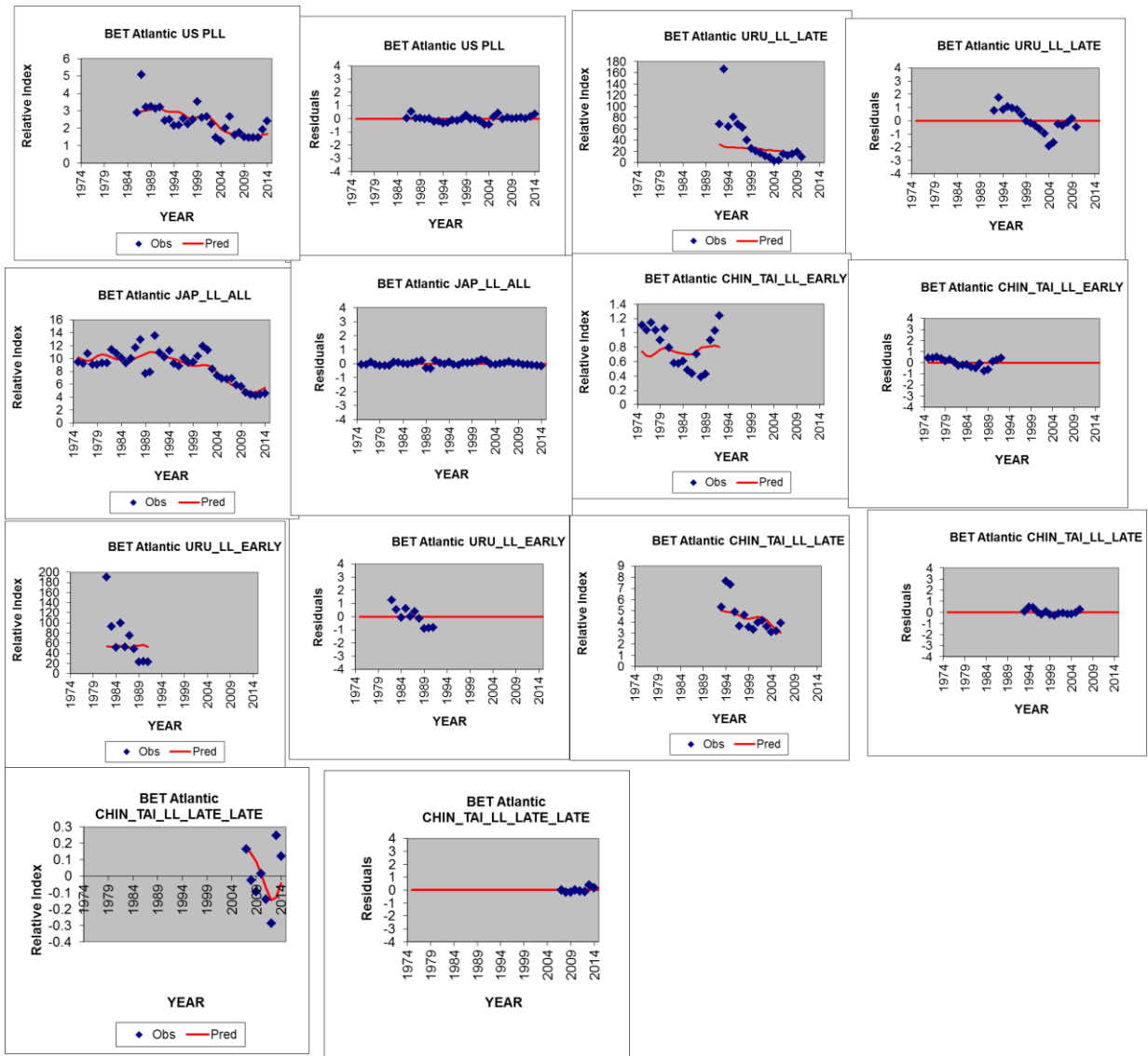


Figure A1. Fits to CPUEs and residuals for indices used for VPA.

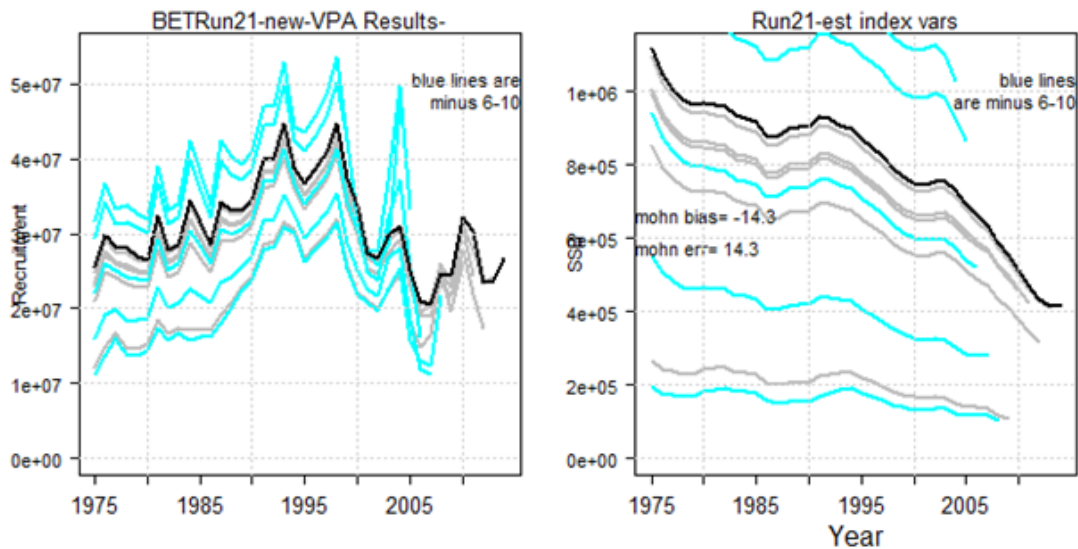


Figure A2. Retrospective recruits and SSB for Run 21. Black lines it the full model run. Gray lines are minus 1-5 and blue lines are mins 6-10.