

REPORT OF THE 2004 ICCAT BIGEYE TUNA STOCK ASSESSMENT SESSION

(Madrid, 28 June - 3 July 2004)

SUMMARY

The primary objective of the meeting was to conduct an assessment of the Atlantic bigeye tuna stock, including a review of their biology, a description of the fisheries, analyses of the state of the stocks and outlook, analyses of the effects of current regulations, and recommendations for statistics and research. In addition, the meeting addressed the Commission's decision to have the SCRS "conduct an analysis of the effectiveness of the current minimum size recommendations and to advise [the Commission] in 2004 on alternative measures for the protection of juvenile bigeye, taking into account the current moratorium."

KEYWORDS

Stock assessment, Fishery statistics, Catch/effort, Size limit regulations

1 Opening, adoption of agenda and meeting arrangements

The meeting was opened by Dr. Naozumi Miyabe (Japan), Chairman of the Bigeye Tuna Species Group, who welcomed participants. He then reviewed the Agenda, which was adopted (**Appendix 1**).

Dr. Ray Conser was introduced as the independent peer reviewer for the 2004 bigeye tuna stock assessment.

The following served as Rapporteurs:

<u>Item</u>	<u>Rapporteur</u>
1	Miyabe, Porter
2	Gaertner
3.1	Miyabe
3.2	Miyabe, Kebe, Palma
3.3	Ortiz
3.4	Matsumoto
3.5	Pianet, Cass-Calay (PM); Brown (VPA); Restrepo (MULTIFAN)
3.7	Hsu
3.8	Takeuchi
3.9	Conser
4	Ariz, Delgado de Molina
5	Pallarés
6-8	Miyabe

The List of Participants is given in **Appendix 2**. **Appendix 3** lists the documents presented at the meeting.

2 Description of fisheries

The stock has been exploited by three major gears (longline, baitboat and purse seine fisheries) and by many countries throughout its range of distribution (**Table 1, Figure 1, Appendix 4**). The size of fish caught varies among fisheries: medium to large for the longline fishery, small to large for the directed baitboat fishery, and small for other baitboat and for purse seine fisheries. Average weights are 45-50 kg, 20-30 kg and 3-4 kg for these three types of fisheries, respectively.

The total annual catch (**Figure 2**) increased up to the mid-1970s reaching 60,000 t and fluctuated over the next 15 years. In 1991, it surpassed 95,000 t and continued to increase, reaching a historic high of about 130,000 t in

1994. Catch has declined since then. The total reported catch for 2002 was about 75,500 t, which was the lowest since 1989 and represents a decline of 20,000 t from 2001.

The major baitboat fisheries are located in Ghana, Senegal, the Canary Islands, Madeira and Azores. The tropical purse seine fleets operate in the Gulf of Guinea and off Senegal in the East Atlantic and off Venezuela in the West Atlantic. The fleets are comprised of EC-France EC-Spain, Ghana and other flag vessels managed by EC companies in the east, and the Venezuelan fleet operates in the west. While bigeye tuna is a primary target species for most of the longline and baitboat fisheries, this species has been of secondary importance for other surface fisheries. Unlike yellowfin, bigeye tuna are mostly caught in operations on associated schools such as log and artificial fish aggregating devices (FADs).

There are two major longline fisheries, operated by Japan and Chinese Taipei, whose catch accounted for 45% of the total catch in weight in 2002. In recent years, China and the Philippines started fishing in 1993 and 1998, respectively.

The activities of illegal, unreported and unregulated (IUU) longliners that fly flags of convenience appear to have started in the early 1980s, and became significant thereafter. The catches by those activities were estimated but considered uncertain. Estimates indicate a peak in unreported catches of 25,000 t in 1998 and a quick reduction thereafter (BET-**Figure 3**). This quick reduction reflects increased reporting by the countries/entities who engaged in this activity as well as the efforts made by the longline countries that have cooperated in reducing the number of IUU boats. Nevertheless, the Working Group expressed concern that unreported catches may have been underestimated.

3 State of the stock

3.1 Stock structure

Document SCRS/2004/040, presented at the BETYP Symposium, gave the results of a study on the genetic structure of bigeye in the Atlantic Ocean. Analyses of molecular variance showed statistically significant genetic structuring between the Indian and Atlantic oceans but not within the Atlantic Ocean. The Working Group continued to accept the current hypothesis of an Atlantic-wide single stock for bigeye tuna, based on this genetics work and other circumstantial evidence, such as the time-area distribution of fish and movements of tagged fish. However, the possibility of other scenarios, such as north and south stocks, should not be disregarded.

3.2 Catch data

The Secretariat presented the catch tables by fleet and year (**Table 1**). The Working Group reviewed the tables and noted that the data reported for 2003 were very incomplete. During the meeting, scientists working on the European tropical fisheries provided some preliminary estimates for the French, Spanish and EC associated baitboat and purse seine fleets.

Japan presented information summarizing recent bigeye tuna trade data. On the basis of the information provided, the Group considered that it was difficult to identify the ocean of origin of the catches, and that the fleets described are likely to fish in the ICCAT Convention area had already submitted their Task I data to the Secretariat.

The United States also presented their trade data, which showed important quantities imported from Trinidad & Tobago, Brazil and Panama. Bearing in mind that the Chinese Taipei vessels land their catches in Trinidad & Tobago and re-export their product to the United States, the Group decided not to include these data in order to avoid double-reporting with the Chinese Taipei data.

The Group noted that the E.C. also imports bigeye tuna and that it would be useful if these import data were made available to compare with the Task I figures, in order to be able to estimate any possible unreported catches.

3.2.1 Size and catch-at-size

Table 2 presented by the Secretariat shows the information on size and catch-at-size for bigeye tuna submitted to the Secretariat and available in the ICCAT data base. The following fleets submitted their catch-at-size data:

Canada, EC-France, EC-Spain, NEI-1 (EC-associated surface fleet), Japan and USA. Other fleets (China P.R., Chinese Taipei, EC-Portugal, Ghana, Namibia, South Africa and Venezuela) submitted size data, either complete or partial. For those fleets which did not submit size sampling data, the Secretariat proposed a scheme of substitutions which is attached as **Table 2**, and which was adopted by the Group after some minor modifications. As a general rule, the data from Chinese Taipei were used to substitute the NEI longline fleets, while the Japanese data were used to substitute the by-catch in the longline swordfish fisheries. French purse seine data were used to substitute the data from local fisheries in the Gulf of Guinea.

In accordance with these rules, the catch-at-size file was updated only until 2002 inclusive, given the lack of data available for 2003.

3.2.2 Conversion of catch-at-size to catch-at-age

Catch-at-size was converted to catch-at-age using the quarterly cut-off length of the Cayre and Diouf growth equation (SCRS/83/080); $L_t = 285.3745(1 - \exp(-0.1127042(t+1.0)))$ and Hallier et al 2004 growth equation $L_t = 217.28(1 - \exp(-0.18(t+0.709)))$. Cut-off lengths are shown in **Table 3**. New catch-at-age are shown in **Table 4** by major fishery.

The Japanese catch-at-size before 2001 and those of France and Spain for 2001 and 2002 were submitted to the ICCAT with the length as the upper limit. Therefore, it was necessary to subtract 2 cm when converting these catch-at-size data. All data sets should be identified as to what type of limit was used for expressing size class.

3.3 Catch rate data

Longline

Three standardized indices of abundance were presented for longline fisheries of bigeye tuna. Indices of abundance for Atlantic bigeye caught by the Japanese longline fishery were presented (SCRS/2004/132). The indices were constructed using the latest catch and effort and catch-at-size data. In addition, the standardization protocols examined the effect of new environmental information including estimated sea surface temperature and mixed layer depth binned by 5° rectangles and month. Environmental data for the 1961-2002 period was obtained from the JEDAC project (Joint Environmental Data Analysis Center). The geographic coverage of the Japanese longline index was also expanded to include all catch and effort observations from the Atlantic longline fishery instead of the restricted areas included in the index presented in 2002 assessment (SCRS/2002/151). Other changes in the standardization included the use of latitude and longitude as continuous variables with polynomial coefficients and their interactions. The index used the logarithm of catch in numbers of fish per thousand hooks plus a constant as the dependent variable, and included year, latitude, longitude, number of hooks between floats, sea surface temperature, mixed layer depth, and main line material as explanatory variables. The document presented several standardized indices; a) an overall index for the whole Atlantic, b) an index for three main areas (the tropical region, and north and south subtropical areas; Figure 1 of SCRS/2004/132) where the assumption was that the fishery may have evolved differently in the tropics versus the sub-tropical areas, c) an index for each area and quarter of the year, and d) an index by age class for the whole Atlantic. For the index by age, catch-at-size data and growth curve(s) were used to convert catch to catch-at-age. The Working Group expressed their concerns regarding the implementation of latitude and longitude polynomial functions and their interactions with sea surface or mixed layer depth variables, as it is more difficult to understand their biological relationship with catch rates of bigeye tuna. The index restricted to the main area indicated that the tropical region and the overall index for the whole Atlantic follow similar trends, as most of the catch of bigeye tuna and effort of the Japanese longline fleet take place in this area. However the Working Group expressed concern about how the different trends of catch rates between areas would be integrated into the stock assessments, particularly in the early years.

Standardized CPUE of bigeye tuna caught by the Chinese Taipei longline fleet in the Atlantic Ocean was presented in Document SCRS/2004/137. The method used for standardization was a Generalized Linear Model assuming a delta binomial-lognormal error distribution. Explanatory variables evaluated included year, area, quarter and a variable describing the ratio of albacore to bigeye tuna catch per observation. The model also evaluated interactions between year and other effects. The authors noted that, in certain years, the standardized index might be biased by several changes in the collection of logbook statistics by different organizations and the reporting of logbooks predominantly by vessels targeting albacore (shallow sets). The authors applied a scaling factor to the standardized index (specifically to the standardized proportion of the positive component of the delta formulation) based on estimated ratios of reported logbooks from deep longline fleet versus regular

longline fleet. The Working Group expressed a concern that applying the scaling factor after the standardization procedure might be undesirable, as factors such as quarter and/or albacore ratios may already account for the differential reporting between deep and shallow fisheries.

Standardized CPUE indices for the USA pelagic longline fishery in the northwest Atlantic and Gulf of Mexico areas were presented (SCRS/2004/133). Two alternative indices were presented for the same fishery; a) a biomass index based on trip summary landings of bigeye tuna, and b) a number of fish index based on set summary data. The standardization used a generalized linear mixed model assuming a delta binomial-lognormal error distribution. The explanatory variables included year, area, a category vessel classification (OP), quarter, density of light sticks per hook, and classification of management areas. Since 2000, due to management regulations on other species, certain areas of the fishery had been under time-closure restrictions that might affect catch rates of bigeye tuna. The model included a management variable that tries to account for this effect in the set by set index. For the biomass index, observations within the management areas were excluded from the analysis after 1996. The Working Group decided to use the logbook index instead of the biomass index because the number of observations for the biomass index decrease drastically after 1996.

No other indices of abundance were presented for other types of bigeye tuna fisheries. However, the Working Group reviewed the trends of nominal catch rates from some of the baitboat and purse-seine fisheries from the eastern Atlantic. It was noted that nominal catch rates, at least for bigeye tuna, showed declining trends in some cases. The Working Group discussed the validity and/or utility of indices derived from these fisheries, but overall it recommended further research on appropriate methods to standardize these catch rates, as they represent an important component of the catch, particularly of bigeye from younger age classes. It was noted that standardized indices from these fisheries are already used during ICCAT assessments of other species such as yellowfin tuna. The reason is that for YFT more than 50% of catches are on free swimming schools, where the measurement of effort is somewhat simpler than it would be on FAD sets.

Indices used to calibrate assessment models

For the production models analyses the Working Group decided to generate a combined index of abundance based on the available biomass indices. **Table 5** and **Figure 3** show the available biomass indices on a common scale (each series scaled to its respective mean for the overlapping years 1987-2002). A base combined index was constructed during the meeting using indices of biomass from a) the Japan index restricted to the main fishing ground for the years 1961-2002, b) the unscaled version of the Chinese Taipei biomass index (no correction of logbook reporting ratio) for the years 1981 to 2002, and c) the USA logbook index converted to biomass for the years 1987-2002 (**Table 5** and **Figure 3**). The combined index was estimated using a GLM with a weighting factor based on the annual proportion of the catch of each fishery with regard to the total longline catch. In addition to the base combined index, the Working Group suggested sensitivity evaluations for the following scenarios (**Figure 4**): a combined index using the Japan biomass index constructed using observations from the whole Atlantic (as presented in SCRS/2004/132), and the Chinese Taipei biomass index with the scaling factor applied (the USA index was the same as in the base index), and using equal weighting for all three indices in the estimations of the combined biomass indices.

Only the Japanese index was estimated for age-specific classes, using only the data from the main fishing grounds (**Figure 5**). This index was estimated in number of fish per thousand hooks. Age-specific indices from Japanese longline data were not used in the age-structured assessments because the value of t_0 applied was different from that adopted by the Working Group.

Table 6 and **Figure 6** present a summary of the available indices in numbers of fish for aggregated ages. The Working Group recommended in future that age-specific indices should be used in the age-structured models when available.

3.4 Biological population parameters

No new biological information was presented in this meeting, but in ICCAT BETYP (Bigeye Tuna Year Program) Symposium (SCRS/2004/010) and Second World Meeting on Bigeye Tuna (SCRS/2004/011) held in March 2004 hosted by ICCAT, there were several presentations concerning biological information for Atlantic bigeye tuna.

3.4.1 Weight-length relationship

The weight-length relationship currently used for Atlantic bigeye tuna is that calculated by Parks *et al.* (SCRS/81/59) from samples covering a wide area of the Atlantic and caught by different fishing gears:

$$W = 2.396 * 10^{-5} * FL^{2.9774}$$

where W = weight in kilograms and FL = fork length (tip of snout to fork of tail) in centimeters.

During the Second World Meeting on Bigeye Tuna, Song *et al.* (SCRS/2004/053) showed preliminary results of length-weight relationship for bigeye tuna caught by longline in the central Atlantic. The results indicated a slight difference from the result by Parks *et al.* and also the difference by sex is also observed.

3.4.2 Natural mortality

It is generally thought that M varies with the age of individuals. As a working hypothesis, ICCAT has adopted a rate of natural mortality for bigeye tuna, which varies with age, being higher for juveniles (0.8) during the first two ages and lower (0.4) in the following ages. This hypothesis takes into account the different habitats of bigeye during their life cycle. No new information has been presented as for M since the last assessment meeting.

3.4.3 Growth

In the past, growth curve by Cayré and Diouf (SCRS/83/80) was used for the growth of Atlantic bigeye. An alternative growth curve was proposed based upon Alves *et al.* (2002), which used hard part analyses and utilized a larger sample and broader size range.

Recently, new information has been presented. Hallier *et al.* (SCRS/2004/039) has presented the study of ageing of eastern Atlantic bigeye based on otolith increments and tagging including direct validations by oxytetracycline injection. The results of these studies show a bit different growth from that of Cayré and Diouf (SCRS/83/80)). Growth curves used in this meeting are as follows:

Cayré and Diouf (SCRS/83/80): $k=0.1127 \text{ yr}^{-1}$, $L_{\infty}=285.37 \text{ cm}$ and $t_0=-1.0 \text{ year}$
(t_0 is not estimated by the authors)

Hallier *et al.* (SCRS/2004/039): $k=0.180 \text{ yr}^{-1}$, $L_{\infty}=217.3 \text{ cm}$ and $t_0=-0.709 \text{ year}$

Comparison of the two growth curves are shown in **Table 7** and **Figure 7**.

3.4.4 Sex ratio

No new information was presented concerning sex ratio. But according to the past studies, sex ratio (male/(male + female)) is generally greater than 0.5 and this phenomenon is in agreement. There are several studies concerning sex ratio. For example, Miyabe (2002) (SCRS/2002/152) analyzed the recent sex ratio data of the bigeye tuna caught by the Japanese longline fishery, based on 134,000 fish and supported the past studies.

3.5 Stock assessment model results

3.5.1 Production models

A combined index was estimated from the Japanese longline index in central area (in weight), the Chinese Taipei longline index (without scaling factor) and the USA longline index (in weight; see section 3.3). Total catch was estimated during the meeting from the 1961 to 2002 Task I data available at the meeting.

3.5.1.1 ASPIC

The ASPIC software version 5.02 was used to fit a generalized biomass dynamic model. The data are not informative enough to estimate all parameters of the Schaefer model; however, if $B_0 = K$ then estimation is possible. Combined longline CPUE in biomass and catch data up to 2002 were used as a Base Case. The results suggest that the stock is currently not overfished and is showing signs of improvement (current B/B_{MSY} ratio is 1.07 and current F/F_{MSY} ratio is 0.73, **Figure 8** and **Table 8**). MSY is estimated to be 102,400 t (80% C.L. 96,530 – 110,800 t), which is higher than current catch (75,480 t). The results are rather optimistic. This is probably due to decreasing trend of catches in recent years.

When the generalized model is used with a robust objective function, with $B_0 = K$ the model does fit and suggests a model similar to the Schaeffer model ($\phi = 0.44$) (**Table 9**).

3.5.1.2 PRODFIT

For the PRODFIT, effort was estimated as the ratio of the total catch divided by the combined catch per unit of effort (see section 3.3). In order to compare the results with those of the last assessment, estimates were also done using the Japanese longline index in the central area.

As the total catch had returned to levels of the 1990s, the model was run only on the whole period, 1961-2002. Results according to the various assumptions made on the shape parameter (m) and effort averaging (k , i.e. the number of age groups contributing to the fishery) are reported in **Tables 10** (combined index) and **11** (Japanese central area longline index). These estimates are consistent regardless of the range of values of m and k used.

Therefore, the results from the Fox model ($m=1$) with a k value of 5 years were considered as representing the best PRODFIT estimates (**Figure 9**), with a MSY of 110,000 tonnes and a F_{opt} of 1.3. In 2002, the current catch and effort were respectively at 87% and 75% of the estimated MSY. However, this result relies strongly on the effectiveness of the total catch level, as reported these last years.

3.5.1.3 Bayesian Surplus Production (BSP) model (based on Schaefer type)

A Bayesian approach (BSP Version 1.0¹) was used to fit a continuous time formulation of the Schaefer surplus production model (McAllister and Babcock, 2004). Four runs of the BSP model were evaluated. The inputs for each run are summarized in **Table 12**. For each run, the technical inputs (techinputs.txt) were set to $F_{min}=1.0e-7$, $stepsize=1.0e-6$, $eps=1.0e-7$ and $maxlikefunc=1.0e+5$ and the initial parameter estimates required for the “estimate modes” procedure (param*.out) were set to $K=1e+6$, $B_0/K=1.0$, $r=0.6$, and $\sigma = 0.05$. To insure that the algorithm had converged on the global mode of the posterior distribution, the modes were estimated from several other initial conditions including K -values ranging from $5.0e+5$ to $2.0e+6$, r -values ranging from 0.4-0.8 and σ -values ranging from 0.01 to 0.05. These tests supported the conclusion that the initial parameter estimates ($K=1e+6$, $B_0/K=1.0$, $r=0.6$, and $\sigma = 0.05$) were suitable.

The data were not informative enough to estimate all the parameters of the Schaefer model; however, when r was constrained with an informative prior (lognormal, $\mu = 0.6$, $SD(\ln(x))=0.3$) and B_0/K was constrained close to 1.0 ((lognormal, $\mu = 1.0$, $SD(\ln(x))=0.01$) estimation was possible. The results of the BSP Base Case are presented in **Figure 10** and **Table 13**. The Base Case suggests that the stock is overfished ($B/B_{MSY} = 0.85$) and that overfishing occurred recently, but that F/F_{MSY} had decreased to 1.0 by 2002. Maximum sustainable yield was estimated at 93,000 t and r was estimated at 0.51. **Figure 10** shows the prior and posterior distributions of r . The prior chosen was informative and constrained the value of r , prohibiting lower estimates. The Working Group recognized that this situation is not ideal, but that the model required informative priors for operation.

The sensitivity runs are summarized in **Figure 11** and **Table 13**. All were very similar to the Base Case and indicate a stock condition close to B_{MSY} ($B/B_{MSY} = 0.94-1.12$). All sensitivity runs indicated that overfishing had ceased by 2002 ($F/F_{MSY} = 0.69-0.89$). Estimates of r ranged from 0.48-0.54 and estimates of MSY ranged from 94,000 t to 102,000 t.

3.5.1.4 Delay-Difference model

As in the previous assessment, the Delay-Difference model of Deriso (1980) (see Quinn and Deriso 1999), considered intermediate between an age-structured production model and a biomass aggregated production model, was used. The spreadsheet implementation of the model was used in the adjustment because the AD Model Builder version programmed during the last assessment meeting in 2002 presented problems to fit the data. Detailed information on these different implementations appeared in the 2002 Bigeye Tuna Detailed Report (SCRS/2002/014).

During this meeting two runs were conducted (**Table 14**) using the Japanese longline index and a combined Japanese-USA index. The combined index used was not weighted to the catch. Average weight by age was calculated using the new growth curve (SCRS/2004/039). As natural mortality we used an average value corresponding to the arithmetic mean of the natural mortality vector used for bigeye considering 8 age groups

¹ BSP version 1.0 has been reviewed and catalogued by the ICCAT Methods Working Group.

and fixing the recruitment age at 1. The resulting value was $M=0.45$. In the two runs a weak prior on steepness for the stock-recruitment relationship was considered. Both runs assumed that the stock was at equilibrium equal to virgin biomass in 1950. **Table 15** shows a summary of the results obtained. The two runs gave estimates of steepness equal to 1.0, that is, a stock-recruitment relationship in which recruitment is independent of stock size. The model seems to be sensitive to steepness values and exploratory runs fixing steepness at low values produced lack of fit of the model. As a consequence of the lack of a relationship between stock and recruitment, the resulting equilibrium yield curves were flat-topped and therefore MSY-related quantities could not be estimated reliably. In the absence of a superior alternative, the Group decided to report $F_{0.1}$ as a potentially good proxy for F_{MSY} and the corresponding biomass ($B_{0.1}$) as a proxy for B_{MSY} .

Figure 12 shows the fit to the Japanese CPUE index (DDRun1) considered as Base Case by the Working Group, the observed and predicted yield, the predicted fishing mortality, and the predicted recruitment and biomass series. The Delay Difference model fitted the data reasonably well. The inputs and outputs for DDRun1 are given in **Table 16**.

Results were very similar to those obtained in 2002. However, the model used does not allow to calculate uncertainties in the estimate. The depletion (B_{2002}/B_{1950}) estimated by the model was of 0.43. $B_{2002}/B_{0.1}$ (proxy for B/B_{MSY}) was 0.99. The estimate of the relative F_{MSY} proxy, $F_{2002}/F_{0.1}$ was 0.88. The estimated MSY is 113,964 t. If the $F_{0.1}$ statistics are reasonable proxies for F_{MSY} values, then these analyses suggest that the stock was a 12% above the fishing mortality considered as benchmark. **Figure 13** shows the equilibrium yield curve and the yearly catches, catch in 2002 is about 34% above the MSY.

3.5.2 Age-structured models

3.5.2.1. VPA analyses

Age-structured analyses were also conducted with VPA-2BOX². Several runs were made with specifications similar to those of previous assessments. The Base Case catch matrix used was based upon the Hallier et al. (2004) growth curve (**Table 4**). The available abundance indices (**Table 6**) included Chinese Taipei longline, USA pelagic longline, and Japan longline (age-specific and age-aggregated from the central/main fishing area).

Preliminary runs included the use of age-specific indices for the Japanese longline fishery, with promising results. However, during the course of the meeting it was discovered that the growth parameters used to assign ages to the catch for those indices were based upon erroneous figures in the summary of the literature source. Therefore, the Group decided it might be inappropriate to apply the age-specific indices. It should be noted that early results suggest that it may be useful to have appropriate age-specific indices available for future assessments.

Initial runs using the age-aggregated Japanese longline index produced some anomalous estimates of fishing mortality and spawning stock biomass in the early years of the time period covered (1975-2002). These anomalous estimates disappeared when the model was permitted to estimate a random walk in F-ratios over time. As was implemented during the most recent assessment of yellowfin tuna (SCRS/2003/016), 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.

Three runs are discussed here: 1) Run 6, which incorporates the estimation of a random walk in F-ratios over time, and 2) Run 7, which was conducted as a sensitivity analyses in which the model specifications were maintained as in Run 6 but did not use the Chinese Taipei longline index, and 3) Run 8, an additional sensitivity run, which otherwise followed the model specifications of Run 6 but the catch-at-age matrix developed using the slicing limits from the previous assessment was used (**Table 4**).

The model specifications, which are distinct from those used in previous assessments or between runs, are shown in **Table 17**. **Table 18** provides summary statistics for the various runs.

The spawning stock biomass and recruitment trends estimated in Run 6 are shown in **Figures 14** and **15**. The estimated fishing mortality trends are shown in **Figures 16a,b**, as well as in **Table 19**. In general, these reflect a declining trend in spawning stock biomass while fishing mortalities have increased. Recruitment levels have generally fluctuated at a similar level during the time period; the larger fluctuation in recruitment estimated for

² Version 3.01, Porch, ICCAT software catalog.

the most recent years are most likely the result of an inability of the model to explain changes in catch trends in the absence of abundance indices for the younger age classes. The fits of the abundance indices are shown in **Figures 17-19**. **Figure 20** shows the F-ratios predicted through the random walk estimate. It is possible that these ratios, which are much less than 1.0, may be an artifact of the age-slicing procedure or the potential existence of varying sex-ratios with size. The abundance estimates from Run 6 are shown in **Figure 21** and in **Table 20**. Run 7 produced results similar to those of Run 6 and graphs are not presented of these results.

The spawning stock biomass and recruitment trends estimated in Run 8, which used the catch matrix defined by the slicing limits used for previous assessments, are shown in **Figures 22 and 23**. The estimated fishing mortality trends are shown in **Figures 24a,b**. The fits of the abundance indices are shown in **Figures 25-27**, and the F-ratio trend in **Figure 28**. These trends appear similar to results of VPA analyses during previous bigeye assessments, suggesting that the old slicing limits and resulting catch-at-age matrix may be the cause of such poor fits.

A retrospective pattern analysis was conducted for Run 6. The results for estimates of spawning stock biomass and recruitment trends are shown in **Figures 29 and 30**. In general, the trends maintain a similar pattern but change in levels. As more recent years are available, during which catch levels were increasing, the estimates of SSB and recruitment increased to peak levels before declining to the levels predicted from the full data set. One possible explanation of this pattern is that a greater range of exploitation rates was necessary in order to fit the model.

3.5.2.2 ELBUEY age-structured production model

An age-structured production model programmed during the 2002 assessment (ELBUEY) was also applied in 2004. The model can fit a single abundance index to catch data using information on selectivity, maturity and weight-at-age. A more detail formulation can be found in SCRS/2002/014.

The inputs applied are found in **Table 21**. Two different runs were carried out, using two separate indices of abundance: a Japanese longline for the Central Atlantic, and a combined Japanese, Chinese Taipei and USA longline index. Details of their estimation can be found elsewhere in this report. Tests were also carried out on the sensitivity of the model to the selectivity matrices specified. Two of them were applied, one estimated from the most recent catch-at-age matrix, and a more conceptual one that captures the main changes in the fishery and specifies different vectors for each decade between 1950 and 2002 (**Table 22**). The latter was chosen, as estimating selectivity from the CAA matrix is problematic due to the confounding effect of availability. The estimated matrix showed unexplained trends in the selectivity of later ages in the last decade that could unduly influence the results of the model.

Weight-at-age was estimated using Hallier *et al.*'s (SCRS/2004/039) growth curve. Weight for the 7+ group was estimated as the mean of ages 7 and 8.

The model appeared to fit well the abundance series employed (**Figure 31**). Estimates of management related quantities are presented in **Table 23**. MSY was estimated around 75,000 t, and recent catches have exceeded this value. Biomass appears to be close to biomass at MSY. Trends in both total biomass and SSB show a consistent decline. The decline in abundance at ages 0 and 1, result of increasing catches on juveniles, can be seen in **Figure 32**. The predicted biomass trajectory, estimated fishing mortality rates and estimated SSB are shown in **Figures 33 to 35**, respectively.

3.5.2.3 MULTIFAN-CL

As a follow up to initial attempts to implement a statistical assessment model for bigeye, initiated in 2003 and presented at the BETYP Symposium (SCRS/2004/010), the Working Group used MULTIFAN-CL. **Appendix 5** contains details about the generation of data used for the application, as well as the model options used for an initial run (labeled Run1 below). Other runs were made as variants from Run1, briefly explained as follows:

<i>Run</i>	<i>Growth</i>	<i>M</i>	<i>LF data</i>	<i>Tagmix</i>
1	Estimated	Estimated	Base	2 quarters
2	Fixed	Fixed	Base	2 quarters
3	Fixed	Estimated	Base	2 quarters
4	Estimated	Estimated	Alternative	2 quarters
5	Estimated	Estimated	Base	1 quarters
6	Strong prior	Estimated	Base	2 quarters

Growth was either freely estimated, fixed (equal to Hallier *et al*'s curve (SCRS/2004/039), except that the mean lengths for the first 8 quarters of age were estimated), or estimated with a prior so that it should not deviate substantially from Hallier *et al*'s. Age-dependent natural mortality was estimated in most runs; otherwise, it was fixed as in the VPA assessment. Some of the length-frequency (LF) data for Fishery 1 appeared to have too many large bigeye in the mid-1970s; an alternative size-frequency data was generated for this fishery by substituting Spanish size samples by French ones (the Secretariat and concerned National Scientists were asked to look into this issue after the meeting). Finally, most runs assumed that tagged fish were fully mixed with the untagged population after two quarters.

Summary results of the runs are presented in **Figure 36** and in **Table 24**. In a general sense, the results look similar, although they may have different management implications. All runs suggest that biomass has declined rapidly during the past decade and fishing mortality has increased.

The Working Group debated briefly the relative merits of the various runs. The runs where growth was estimated (1, 4, 5 and 6) resulted in growth curves that seemed unrealistic, where length increased almost linearly to about 230 cm. Such sizes at age do not coincide with those estimated from otoliths and tagging data. Thus, the Working Group was more confident in the results from runs 2 and 3 in terms of growth. These two runs encompass a wide range in conclusions about the current status of the stock: Run2 is more pessimistic with an MSY of 66,000 t, with the spawning stock biomass being 28% below the SSB_{MSY} level and a fishing mortality that is 52% above F_{MSY} . Run 3 is more optimistic, with an MSY of 91,000 t, an SSB that is 19% above SSB_{MSY} , and an F that is 22% below F_{MSY} (**Table 24**).

As this was the first time that MULTIFAN-CL was used in an assessment of Atlantic bigeye, the results were considered to be largely exploratory. Consequently, the Working Group did not express strong preference of any one of these runs over another. However, to illustrate some of the results obtained with the model, detailed results from Run3 are presented in **Figure 37**.

During discussions, the Working Group wanted to compare the catch-at-age matrix obtained from slicing against the catch at age predicted by MULTIFAN-CL. The comparison, based on Run3 and the catch at age in Section 3.2.2, is presented in **Table 25** and **Figure 38**. Despite the differences in assumptions and methods used to arrive at these, the estimates were generally similar. Some differences were observed primarily for ages 2 and 7+, but the Working Group was unable to identify the exact causes.

MULTIFAN-CL was used to investigate the cumulative impact of various fisheries on the stock. This was achieved by projecting the population estimated in Run3 while eliminating all fisheries, longline fisheries, or surface (PS+BB) fisheries. The result is shown in **Figure 39**. These suggest that surface and longline fisheries have had similar impacts on SSB.

In conclusion, the Working Group was satisfied that the ongoing work on a MULTIFAN-CL application to Atlantic bigeye is proceeding well (see SCRS/2004/010).

3.7 Yield- and spawner-per-recruit

New computation for yield-per-recruit and spawner-per-recruit analyses was made applying the FishLab assessment software developed by CEFAS-Lowestoft since the last assessments.

Fishing mortalities-at-age estimated by VPA Run 6 in the current assessment were considered appropriate inputs in the YPR and SPR analyses. Accordingly, the new current F vector was obtained from the VPA run from the average for the period 2000-2001. **Table 26** shows those input values in the analysis. Mean weights in the catch were computed from a new von Bertalanffy growth function estimated for the Bigeye Tuna Year Program

(SCRS/2004/039), calculated from mid-year biomass and an average of ages 11 and 12 for age 11+. For consistency, natural mortality as well as maturity values was the same as used in the VPA Run 6.

Two scenarios were considered: (1) the current situation, and (2) a situation where minimum size regulation is perfectly implemented. The second scenario was approximated reducing a 50% of the F corresponding to age 1 and assuming an F value of 0 for age 0. The results (**Figure 40**) showed much more optimistic improvement for minimum size implementation to those obtained in the previous assessment and consistent with some of the different production model results, such as Bayesian approach and ASPIC. In spite of the uncertainties in the recent F estimate, it was thought that the current F was far under F_{MAX} and $F_{0.1}$. The perfect implementation of minimum size regulation may result in increasing the YPR, for instance, by almost 3% and the SPR by more than 28% at the current F level in taking the later action.

Multigear yield-per-recruit analysis was also conducted using the software developed by the IOTC Tropical Working Party. Two different fleet components were considered for the analysis: (1) fleets fishing small size fishes that include all EC purse seines +Ghanaian baitboat + Ghanaian purse seine, and (2) fleets fishing large fishes that include all longlines. Partial fishing mortalities were obtained from the F vector used in the yield-per-recruit analysis using the partial catch ratio. **Table 27** shows the analysis inputs. The results (**Figure 41**) were very optimistic to the previous analysis. YPR does increase by identifying F of large fish fisheries without changing F of small fish fisheries.

3.8 Projections

The stock assessment model runs for the Atlantic bigeye population appeared that current biomass is around the biomass at MSY . In most of the runs, the current estimated fishing mortality rate (F) has dropped below F_{MSY} . To evaluate the sensitivity of projection results to stock assessment model formulation and assumptions projections were done using a few different stock assessment models. These included the ASPIC model (version 5.02), the Deriso-Schnute delay difference model (SCRS/2002/160), and Bayesian surplus production model. In these models, the population was projected forward, assuming the harvest policies defined in each section. For all projections, catch in 2003 was assumed to be equal to the reported catch in 2002.

Production models (ASPIC 5.02). Bootstrapped population projections were run using the ASPIC model (see section 3.5.1.1) with the Base Case combined index. The catch in 2003 was set as the reported catch in 2002 (75,480 t) and thereafter constant harvest policies of catches of 60,000, 70,000, 75,000, 80,000, 90,000 and 100,000 t were carried out. The median abundance trajectories are shown in **Figure 42**. The median biomass trajectories as well as 80% confidence limits for each constant harvest policy were shown in **Figure 43**. These demonstrate progressively more uncertainty in the projected population trajectory as they were projected longer. The constant catch policies smaller than 90,000 t have 50% chance of the stock increase. Those policies have small chance of decline of abundance. The constant catch policy of 100,000 t also has 50% chance to remain stock above B_{MSY} . However it also has about 50% chance of abundance decline.

Production models (Bayesian Surplus Production Model). The Bayesian surplus production model uses a subsample (5000) of the importance draws (>20,000) to project population dynamics into the future. The projections do not include process error. B/B_{MSY} was projected through 2008 using the Base Case run. Total catch in 2003 was estimated at 75,480 t (2002 level) and thereafter, constant catch at 65,000, 70,000, 75,000, 80,000, 90,000, 100,000 and 110,000 t. The results are summarized in **Figure 44**. In general, catches $\leq 90,000$ t allow the population to increase while catches $>100,000$ t cause the population to decline.

Delay-Difference model. Deterministic projections assuming no recruitment variability was conducted using the run with Japanese age-combined weight based CPUE (see section 3.3). **Figure 45** shows the biomass trajectory until 2010 for each constant catch scenario. Constant catch policies less than 95,000 t cause the abundance trajectory to increase above the biomass level at $F_{0.1}$. Constant catch policy of 105,000 t results in the stock decline from current level of stock.

Age-structured models. Due to the time constraints, no future projection was done by any age-structured analysis during the stock assessment. However the Working Group recognized the limitation of the future projections made from production models as well as from delay-difference model. The results of future projections from these models were only reliable for very limited time period. In order to investigate the long-term stock trends under various future catch scenarios, the Working Group hopes that future projection would be done using age-structured model in the next stock assessment.

3.9 Major uncertainties

The status of the stock was examined using surplus production models (PRODFIT, ASPIC, and BSP) and age-size structured models (Delay-Difference, ELBUEY, VPA-2Box, and MULTIFAN-CL). This multiple-model approach provides a view of stock status through differing lenses, enabling the breadth of the results to capture not only estimation uncertainty within a model but the equally important aspects of model uncertainty as well. In general, the results of the various models are concordant, indicating a declining trend in the stock biomass and an increasing trend the fishing mortality rate over the various assessment periods. It should be noted, however, that time limitations during the meeting prevented a full and detailed examination of the uncertainty associated with the age-size structured models. Further, since the estimation of customary management reference points (e.g., $F_{0.1}$ and F_{MAX}) is dependent upon results from the age-structured models, the aforementioned limitation causes additional uncertainty to cascade through the bigeye management recommendations.

The basic fisheries data and the value-added analyses of these data conducted prior to the meeting (e.g., development of indices of abundance via CPUE standardization analyses) serve as the foundation for the modelling results and management advice. The lack of reliable indices of abundance for young bigeye is particularly noteworthy. Without such indices, there will always be great uncertainty regarding the strength of recruitment in the last few years of the assessment period. When coupled with the 3-year lag between the end of the assessment period (2002) and the first management year that can make use of the assessment results (2005), the great uncertainty in “recent” recruitment in the assessment leads to great uncertainty regarding most ages in the fishery in 2005. Other data-based limitations that contribute to additional, non-quantifiable uncertainty in the assessment results include: (1) the species composition of the catch of Ghanaian fisheries that target tropical tunas and (2) the catches and other fisheries data from the IUU vessels.

The magnitude of natural mortality and how it varies with age continues to be a major source of uncertainty (SCRS/2004/061).

4 Environmental factors

Bigeye tuna vertical behavior and internal temperature dynamics as a function of the forage layer depth and the thermal vertical profile (SCRS/2004/060). Both environmental factors are assumed to be the most important to take into account. Simulations demonstrate how important the thermal profile is in changing qualitatively and quantitatively the bigeye tuna vertical behavior. Highly thermally structured waters lead to frequent alternations of downward and upward vertical movements of bigeye tuna when low thermal structure enable the fish to stay in the deep sea surface layer all day long. Temperature is a crucial factor. However, other environmental factors are also probably important and shouldn't be forgotten. For instance, the oxygen profile may be determinant in the case where very low oxygen levels (Brill, 1994) prevent bigeye tuna to reach the deep forage layer. Oxygen should be incorporated in future applications of the model in oxygen poor areas. The thermoregulation of bigeye tunas has at least two interdependent components. The first one is the physiological ability of bigeye tuna to modify the heat exchange rate between their body and the ambient water. The second is their ability to adapt their vertical movements in the water column which lead to the typical vertical distribution pattern which is observed for this fish species. Finally, the size-dependence of bigeye tuna vertical movements explains the size-dependent selectivity of tuna fishing gears : purse seiners catch mostly small bigeye tuna in surface waters when longliners mostly fish for large bigeye tuna in deeper waters (SCRS/2004/060).

However, it should be kept in mind that in reality many other factors probably play and are not accounted for, e.g., the presence of FADs probably modifies the bigeye tuna vertical behavior and lead to subsurface daytime distributions (Schaefer and Fuller 2002).

SCRS/2004/132 presents Japanese longline CPUE on bigeye tuna in the Atlantic Ocean, standardized by GLM (lognormal error assumption), updated using the latest catch and effort and catch-at-size data. For the first time, sea surface temperature (SST) and mixed layer depth (MLD) were incorporated as the environmental variables.

5 Effects of current regulations

5.1 Effectiveness of the current minimum size recommendations

The 1979 Recommendation by ICCAT on a Bigeye Tuna Size Limit [Ref. 79-01] that established a 3.2 kg minimum size for Atlantic bigeye with a 15% tolerance had the objective to reinforce a minimum size regulation for yellowfin. At the same time, for bigeye, which is a relatively long-lived species, the size at first capture that would theoretically maximize yield-per-recruit is above 3.2 kg. Subsequently, as the exploitation rate on the stock increased, the implementation of this Recommendation could have reduced fishing mortality on juveniles thereby helping to avoid growth overfishing and, in the long term, to avoid recruitment overfishing. Nevertheless, this measure has never been effective largely due to the characteristics of the purse seine gear and operations, the principal source of fishing effort on juveniles. For purse seines, the proportion of juveniles in the total catch has always remained high, independently of the total catch (**Figure 46**).

The size composition of the catches is the result of two related factors: the physical/technical characteristics of the gear, and the way in which it is deployed (when, where and how). Currently, it is not possible to alter the first factor for purse seiners. Therefore, a reduction in the purse seine fishing mortality of juvenile bigeye should occur from the implementation of measures that affect the way purse seine operations are conducted, e.g., through time-area closures where juveniles are found (as is intended by the moratorium). Furthermore, tropical tuna purse seine sets are multi-specific and any change in the way operations are conducted that could reduce the catch of juvenile bigeye would impact the catch of the other species such as skipjack.

In the current situation of Atlantic bigeye where reductions in fishing mortality, especially on juveniles, are recommended, and where the main component of juvenile fishing mortality comes from gears like purse seine, any measures based on catch or effort controls, such as the moratorium, are more effective for reducing mortality on juveniles. The implementation of such alternative management measures can improve the overall exploitation pattern and consequently benefit the stock (**Figure 47**).

5.2 Other regulations

The Working Group did not evaluate the effect of other active regulations on Atlantic bigeye.

6 Recommendations

6.1 Statistics

- Continue relevant port sampling on Ghanaian Fisheries (purse seine and baitboat) and provide better catch-by-species. Verify historical species composition, and correct if necessary, which incorporates those sampling data.
- Size data are still missing from many fisheries. All countries catching this species should conduct pertinent level of size sampling and provide to ICCAT.

6.2 Research

- Overall, the available abundance indices are still limited. All countries conducting fishery for this species provide detail information on fishing practice so that more indices can be develop and used in the assessment.
- Abundance indices for younger ages are necessary to track the recruitment trend especially for the recent years. Scientists are encouraged to develop abundance index from such fishery.
- Maturity ogive and spawning frequencies be obtained to better define information on the spawning stock biomass.
- Continue electronic tagging in order to get detailed movement.
- Application of integrated stock assessment model for this species be further continued and refined. Scientists should cooperate among themselves and facilitate the necessary data exchange for it. On this

point, historical tagging data (release and recovery) should be verified in order to assign the area and fishery as defined in the model for which tags were released and recovered.

- Develop habitat-based abundance index which may be better reflect the abundance than the currently used indices.

7 Other matters

The Working Group noted that the 2003 *Resolution by ICCAT on Improvements in Data Collection and Quality Assurance* [Ref. 03-21] called for the SCRS to develop a plan for reinstituting ICCAT port sampling, including expected costs. As there was insufficient time to discuss this issue in sufficient depth to provide useful input to the SCRS, the Group decided that it should be discussed during the September 2004 Tropical Species Group Meeting.

8 Report adoption and closure

The report was adopted by the Working Group. The chairman thanked participants and the Secretariat for their hard work and the meeting was adjourned.

References

- ALVES, A., P. Barros, M.R. Pinho. 2002. Age and growth of bigeye tuna *Thunnus obesus* from Madeira using vertebrae. Fish. Res. 54, 389-393.
- BRILL R.W. 1994. A review of temperature and oxygen tolerance studies of tunas pertinent to fisheries oceanography, movement models and stock assessments. Fish. Oceanogr. 3: 204-216.
- QUINN, T.J., R.B. Deriso. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, NY.
- SCHAEFER K.M., D.W. Fuller, 2002. Movements, behavior, and habitat selection of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern equatorial Pacific, ascertained through archival tags. Fish. Bull. 100:765-788 (2002).
- MIYAKE, P.M. In press. Review of longline fleet capacity of the world. FAO Fisheries Technical Paper, Rome, FAO.

RAPPORT DE LA RÉUNION D'ÉVALUATION DU STOCK DE THON OBÈSE DE L'ICCAT EN 2004

(Madrid, 28 juin - 3 juillet 2004)

RÉSUMÉ

L'objectif principal de la réunion était de réaliser une évaluation du stock de thon obèse de l'Atlantique, comprenant notamment une étude sur sa biologie, une description des pêcheries, une analyse de l'état des stocks et des perspectives, une analyse des répercussions des réglementations actuelles, ainsi que les recommandations sur les statistiques et la recherche. En outre, la réunion a répondu à la décision de la Commission, selon laquelle le SCRS devrait mener une analyse de l'efficacité des recommandations actuelles sur la taille minimum et recommander [à la Commission] en 2004 des mesures alternatives destinées à protéger le thon obèse juvénile, en tenant compte du moratoire actuellement en vigueur.

MOTS CLEFS

Evaluation de stock, statistiques des pêcheries, prise/effort, réglementations sur la limite de taille

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

La réunion a été ouverte par le Dr Naozumi Miyabe (Japon), Président du Groupe d'espèces sur le Thon obèse, qui a souhaité la bienvenue aux participants. Il a ensuite passé en revue l'ordre du jour qui a été adopté (**Appendice 1**).

Le Dr Ray Conser a été présenté en sa qualité d'expert indépendant chargé de l'examen par des pairs pour l'évaluation du stock de thon obèse réalisée en 2004.

Les personnes suivantes ont assumé les fonctions de Rapporteurs pour les diverses sections:

<u>Section</u>	<u>Rapporteur</u>
1	Miyabe, Porter
2	Gaertner
3.1	Miyabe
3.2	Miyabe, Kebe, Palma
3.3	Ortiz
3.4	Matsumoto
3.5	Pianet, Cass-Calay (PM); Brown (VPA); Restrepo (MULTIFAN)
3.7	Hsu
3.8	Takeuchi
3.9	Conser
4	Ariz, Delgado de Molina
5	Pallarés
6-8	Miyabe

La liste des participants figure à l'**Appendice 2**. L'**Appendice 3** énumère les documents présentés à la réunion.

2. Description des pêcheries

Le stock a été exploité principalement par trois engins (palangre, canne et senne) et par de nombreux pays dans toute sa gamme de distribution (**Tableau 1**, **Figure 1**, **Appendice 4**). La taille du poisson capturé varie en fonction des pêcheries : moyenne à grande pour la pêche palangrière, petite à grande pour la pêche sélective

de canneurs, et petite pour les autres pêcheries de canneurs et de senneurs. Les poids moyens s'élevaient respectivement à 45-50 kg, 20-30 kg et 3-4 kg pour ces trois types de pêche.

La capture annuelle totale (**Figure 2**) a augmenté jusqu'au milieu des années 1970, atteignant 60.000 t et a fluctué au cours des 15 années suivantes. En 1991, elle a dépassé 95.000 t et a poursuivi son ascension, atteignant un chiffre record d'environ 130.000 t en 1994. Elle est en diminution depuis lors. En 2002, la prise totale déclarée s'est située à environ 75.500 t, soit le niveau le plus bas depuis 1989, ce qui représente une chute de 20.000 t par rapport à 2001.

Les principales pêcheries de canneurs se situent au Ghana, au Sénégal, aux îles Canaries, à Madère et aux Açores. Les flottilles de senneurs tropicales opèrent dans le Golfe de Guinée et au large du Sénégal dans l'Atlantique est, ainsi qu'au large du Venezuela dans l'Atlantique ouest. A l'est, les flottilles se composent de CE-France, CE-Espagne, du Ghana et d'autres bateaux de pavillon gérés par des entreprises communautaires, tandis que la flottille vénézuélienne opère à l'ouest. Bien que le thon obèse soit la principale espèce-cible pour la plupart des pêcheries de palangriers et de canneurs, cette espèce ne suscite qu'une importance secondaire pour les autres pêcheries de surface. Contrairement à l'albacore, le thon obèse est essentiellement capturé lors d'opérations effectuées sur des bancs associés, tels que des troncs et des dispositifs artificiels de concentration du poisson (DCP).

Les deux principales pêcheries sont opérées par le Japon et le Taïpei chinois, dont les captures ont représenté 45% de la prise totale en poids en 2002. Ces dernières années, la Chine et les Philippines ont commencé à pêcher, en 1993 et 1998, respectivement.

Les activités des palangriers illicites, non déclarés et non réglementés (IUU) qui battent des pavillons de complaisance semblent avoir démarré au début des années 1980 et ont pris de l'ampleur par la suite. Les prises de ces palangriers ont été estimées, mais jugées incertaines. Selon les estimations, les captures non déclarées ont connu un maximum en 1998 (25.000 t) et une prompt réduction par la suite (BET-Figure 3). Cette réduction rapide reflète une meilleure déclaration de la part des pays/entités qui s'adonnent à cette activité, ainsi que les efforts déployés par les pays palangriers qui ont coopéré afin de réduire le nombre des bateaux IUU. Néanmoins, le Groupe de travail s'est dit préoccupé par le fait que les prises non déclarées pourraient avoir été sous-estimées.

3. Etat du stock

3.1 Structure du stock

Le document SCRS/2004/040, présenté au Symposium du BETYP, a fourni les conclusions d'une étude sur la structure génétique du thon obèse dans l'océan Atlantique. Les analyses de la variation moléculaire ont indiqué une structuration génétique statistiquement significative entre l'océan Indien et l'océan Atlantique, mais pas à l'intérieur de l'océan Atlantique. Le Groupe de travail a continué à accepter l'hypothèse actuelle d'un stock unique de thon obèse pour l'ensemble de l'Atlantique, en se basant sur ces travaux génétiques et sur d'autres informations circonstanciées, comme la distribution spatio-temporelle des poissons et les déplacements des poissons marqués. Or, il ne faudrait pas négliger la possibilité d'autres scénarios, tels que les stocks du nord et du sud.

3.2 Données de capture

Le Secrétariat a présenté les tableaux de capture par flottille et par année (**Tableau 1**). Le Groupe de travail a examiné les tableaux et constaté que les données déclarées au titre de 2003 étaient très incomplètes. Au cours de la réunion, des scientifiques travaillant sur les pêcheries tropicales européennes ont fourni certaines estimations préliminaires pour les flottilles françaises, espagnoles et CE associées de canneurs et de senneurs.

Le Japon a présenté des informations récapitulant les récentes données commerciales sur le thon obèse. En se fondant sur l'information fournie, le Groupe a estimé qu'il était difficile d'identifier l'océan d'origine des captures, et que les flottilles décrites qui sont susceptibles de pêcher dans la zone de la Convention ICCAT avaient déjà remis au Secrétariat leurs données de la Tâche I.

Les Etats-Unis ont également présenté leurs données commerciales, qui indiquaient d'importantes quantités importées de Trinidad et Tobago, du Brésil et du Panama. Compte tenu du fait que les bateaux du Taïpei chinois

débarquent leurs captures à Trinidad et Tobago et ré-exportent leurs produits aux Etats-Unis, le Groupe a décidé de ne pas inclure ces données afin d'éviter une double comptabilisation des données du Taïpei chinois.

Le Groupe a noté que la CE importe aussi du thon obèse et qu'il serait utile de disposer de ces données d'importation afin de les comparer avec les chiffres de la Tâche I, ceci pour pouvoir estimer d'éventuelles prises non déclarées.

3.2.1 Taille et prise par taille

Le **Tableau 2** présenté par le Secrétariat contient l'information sur la taille et la prise par taille du thon obèse transmise au Secrétariat et disponible dans la base de données de l'ICCAT. Les flottilles suivantes ont remis leurs données de prise par taille : Canada, CE-France, CE-Espagne, Prises non-attribuées NEI-1 (flottille de surface CE associée), Japon et Etats-Unis. Les autres flottilles (République populaire de Chine, Taïpei chinois, CE-Portugal, Ghana, Namibie, Afrique du Sud et Venezuela) ont soumis leurs données de taille, complètes ou incomplètes. Pour les flottilles qui n'ont pas remis leurs données d'échantillonnage de taille, le Secrétariat a proposé un schéma de substitution joint au **Tableau 2**, lequel a été adopté par le Groupe après de légères modifications. En règle générale, les données du Taïpei chinois ont été utilisées pour remplacer celles des flottilles palangrières NEI, tandis que les données japonaises ont servi à remplacer les prises accessoires dans les pêcheries palangrières d'espadon. Les données des senneurs français ont été utilisées pour substituer les données des pêcheries locales dans le Golfe de Guinée.

Conformément à ces directives, le fichier de prise par taille n'a été actualisé que jusqu'à 2002 compris, étant donné le manque de données disponibles pour 2003.

3.2.2 Conversion de la prise par taille en prise par âge

La prise par taille a été convertie en prise par âge à l'aide de la taille de coupe des âges par trimestre de l'équation de croissance de Cayr et Diouf (SCRS/83/080) ; $L_t = 285,3745 (1 - \exp(-0,1127042(t+1,0)))$ et l'équation de croissance de Hallier *et al.* de 2004 $L_t = 217,28(1 - \exp(-0,18(t+0,709)))$. Les tailles de coupe sont indiquées au **Tableau 3**. Les nouvelles données de prise par âge sont illustrées au **Tableau 4** par pêche principale.

Les données japonaises de prise par taille antérieures à 2001 et celles de la France et de l'Espagne au titre de 2001 et 2002 ont été remises à l'ICCAT, la longueur étant la limite supérieure. Il a donc été nécessaire de soustraire 2 cm lorsque ces données de prise par taille ont été converties. Dans tous les jeux de données, il faudrait identifier quel type de limite a été utilisé pour exprimer la classe d'âge.

3.3 Données de taux de capture

Palangre

Trois indices d'abondance standardisés ont été présentés pour les pêcheries palangrières de thon obèse. Les indices d'abondance pour le thon obèse de l'Atlantique capturé par la pêche palangrière japonaise ont été présentés (SCRS/2004/132). Les indices ont été construits avec les données de prise et d'effort et de prise par taille les plus récentes. En outre, les protocoles de standardisation ont examiné les effets des nouvelles données environnementales, notamment la température estimée de surface de la mer et la profondeur de la couche mélangée, classifiée par rectangles de 5° et par mois. Les données environnementales pour la période 1961-2002 ont été obtenues du programme JEDAC (*Joint Environmental Data Analysis Center*). La couverture géographique de l'indice palangrier japonais a également été élargie afin d'inclure toutes les observations de prise et d'effort de la pêche palangrière de l'Atlantique au lieu des zones restreintes incluses dans l'indice présenté à l'évaluation de 2002 (SCRS/2002/151). La standardisation a fait l'objet d'autres modifications, à savoir l'utilisation de la latitude et de la longitude comme variables continues avec des coefficients polynomiaux et leurs interactions. L'indice a utilisé le logarithme de prise numérique de poissons pour mille hameçons plus une constante en guise de variable dépendante, et a inclus l'année, la latitude, la longitude, le nombre d'hameçons entre les flotteurs, la température de surface de la mer, la profondeur de la couche mélangée, et le matériel de la ligne principale, comme variables explicatives. Le document a présenté plusieurs indices standardisés : a) un indice global pour l'ensemble de l'Atlantique ; b) un indice pour les trois zones principales (la région tropicale, et les zones subtropicales du nord et du sud ; Figure 1 du SCRS/2004/132) où l'on a postulé que la pêche pourrait avoir évolué différemment dans les tropiques par rapport aux zones subtropicales ; c) un indice pour chaque zone et trimestre de l'année ; et d) un indice par classe d'âge pour l'ensemble de l'Atlantique.

Pour l'indice par âge, les données de prise par taille et la/es courbe(s) de croissance ont été utilisées pour convertir la prise en prise par âge. Le Groupe de travail s'est dit préoccupé par la mise en œuvre des fonctions polynomiales de latitude et de longitude et leurs interactions avec les variables de surface de la mer ou de profondeur de la couche mélangée, car il est plus difficile d'appréhender leur rapport biologique avec les taux de capture du thon obèse. L'indice limité à la zone principale a indiqué que la région tropicale et l'indice global pour l'ensemble de l'Atlantique suivent des tendances similaires, étant donné que la majorité de la capture de thon obèse et de l'effort de la flottille palangrière japonaise ont lieu dans cette zone. Toutefois, le Groupe de travail s'est demandé avec inquiétude comment les différentes tendances des taux de capture entre les zones seraient intégrées dans les évaluations de stock, notamment au cours des premières années.

La CPUE standardisée du thon obèse capturé par la flottille palangrière du Taïpei chinois dans l'océan Atlantique a été présentée dans le document SCRS/2004/137. La méthode utilisée pour la standardisation était le Modèle Linéaire Généralisé, postulant une distribution d'erreur binomiale-lognormale. Les variables explicatives évaluées ont inclus l'année, la zone, le trimestre et une variable décrivant le ratio de la capture du germon par rapport à celle du thon obèse, par observation. Le modèle a également évalué les interactions entre l'année et d'autres effets. Les auteurs ont constaté que, dans certaines années, l'indice standardisé pourrait être faussé par plusieurs changements dans la collecte des statistiques des carnets de bord par différentes organisations et par la transmission des carnets de bord essentiellement par des bateaux ciblant le germon (opérations en eaux peu profondes). Les auteurs ont appliqué un facteur d'ajustement à l'indice standardisé (spécifiquement à la proportion standardisée du composant positif de la formulation delta) pour tenir compte des ratios estimés des carnets de bord déclarés par la flottille palangrière de profondeur par rapport à ceux de la flottille palangrière ordinaire. Le Groupe de travail a exprimé son inquiétude devant le fait que l'application du facteur d'ajustement après la procédure de standardisation pourrait ne pas être souhaitable, étant donné que les différences de déclaration entre les pêcheries en eaux profondes et celles en eaux superficielles pourraient être dues à des facteurs comme le trimestre et/ou les ratios de germon.

Les indices de la CPUE standardisée pour la pêche palangrière pélagique des Etats-Unis dans l'Atlantique nord-ouest et dans les zones du Golfe du Mexique ont été présentés (SCRS/2004/133). Deux autres indices ont été présentés pour la même pêche : a) un indice de biomasse basé sur les récapitulatifs des débarquements de thon obèse par sortie ; et b) un indice numérique basé sur les données récapitulées par opération. La standardisation a utilisé un modèle mixte linéaire généralisé postulant une distribution d'erreur delta binomiale-lognormale. Les variables explicatives ont inclus l'année, la zone, une classification des bateaux selon leur catégorie (OP), le trimestre, la densité des baguettes lumineuses par hameçon, et la classification des zones de gestion. Depuis 2000, en raison des règlements de gestion frappant d'autres espèces, certaines zones de la pêche ont fait l'objet de fermetures temporelles qui risquent d'affecter les taux de capture du thon obèse. Le modèle a inclus une variable de gestion qui tente de tenir compte de cet effet dans l'indice d'opération par opération. Pour l'indice de biomasse, les observations à l'intérieur des zones de gestion ont été exclues de l'analyse après 1996. Le Groupe de travail a décidé d'utiliser l'indice des carnets de bord au lieu de l'indice de biomasse étant donné que le nombre d'observations pour l'indice de biomasse a chuté de façon spectaculaire après 1996.

Aucun autre indice d'abondance n'a été présenté pour les autres types de pêcheries de thon obèse. Toutefois, le Groupe de travail a examiné les tendances des taux de capture nominale de certaines pêcheries de canneurs et de senneurs originaires de l'Atlantique est. Il a été constaté que les taux de capture nominale, du moins pour le thon obèse, ont dégagé des tendances à la baisse dans certains cas. Le Groupe de travail s'est interrogé sur la validité et/ou l'utilité des indices dérivés de ces pêcheries, mais il a recommandé en règle générale de poursuivre la recherche sur les méthodes appropriées pour standardiser ces taux de capture, étant donné qu'ils représentent un élément important de la capture, notamment du thon obèse de classes d'âge plus jeunes. Il a été noté que les indices standardisés de ces pêcheries sont déjà utilisés durant les évaluations menées par l'ICCAT sur d'autres espèces, telles que l'albacore. Ceci s'explique par le fait que pour l'albacore, plus de 50% des captures sont réalisées sur bancs libres, ce qui rend la mesure de l'effort quelque peu plus simple que s'il s'agissait d'opérations de pêche avec DCP.

Indices utilisés pour calibrer les modèles d'évaluation

Pour les analyses des modèles de production, le Groupe de travail a décidé de créer un indice d'abondance combiné basé sur les indices de biomasse disponibles. Le **Tableau 5** et la **Figure 3** montrent les indices de biomasse disponibles sur une échelle commune (chaque série est échelonnée à sa moyenne respective pour les années de chevauchement 1987-2002). Durant la réunion, un indice de base combiné a été créé en utilisant des indices de biomasse de a) l'indice japonais limité à la zone de pêche principale pour les années 1961-2002, b) la

version non-ajustée de l'indice de biomasse du Taïpei chinois (sans correction du ratio de déclaration des carnets de bord) pour les années 1981 à 2002, et c) l'indice des carnets de bord des Etats-Unis converti en biomasse pour les années 1987-2002 (**Tableau 5** et **Figure 3**). L'indice combiné a été estimé à l'aide d'un GLM avec un facteur de pondération basé sur la proportion annuelle de la capture de chaque pêcherie par rapport à la prise palangrière totale. Outre l'indice de base combiné, le Groupe de travail a suggéré de réaliser des évaluations de sensibilité pour les scénarios suivants (**Figure 4**) : un indice combiné utilisant l'indice de biomasse japonais construit à l'aide d'observations menées dans l'ensemble de l'Atlantique (tel que présenté dans le SCRS/2004/132), et l'indice de biomasse du Taïpei chinois avec le facteur d'ajustement appliqué (l'indice des Etats-Unis était le même que dans l'indice de base), et l'utilisation d'une pondération identique pour les trois indices dans les estimations des indices de biomasse combinés.

Seul l'indice japonais a été estimé pour des classes d'âge spécifiques, en utilisant uniquement les données des principales zones de pêche (**Figure 5**). Cet indice a été estimé en nombre de poissons pour mille hameçons. Les indices spécifiques de l'âge issus des données palangrières japonaises n'ont pas été utilisés dans les évaluations structurées par âge étant donné que la valeur de t_0 appliquée différerait de celle adoptée par le Groupe de travail.

Le **Tableau 6** et la **Figure 6** présentent un récapitulatif des indices numériques de poissons disponibles pour des âges regroupés. Le Groupe de travail a recommandé qu'à l'avenir des indices spécifiques de l'âge soient employés dans les modèles structurés par âge, si disponibles.

3.4 Paramètres biologiques de population

Aucune nouvelle information biologique n'a été présentée à la présente réunion, mais lors du Symposium ICCAT du BETYP (Programme d'Année Thon obèse) (SCRS/2004/010) et de la Deuxième Réunion Mondiale sur le Thon obèse (SCRS/2004/011) tenus au mois de mars 2004 sous les auspices de l'ICCAT, plusieurs présentations ont eu lieu concernant l'information biologique sur le thon obèse de l'Atlantique.

3.4.1 Rapport taille-poids

Le rapport taille-poids utilisé à l'heure actuelle pour le thon obèse de l'Atlantique est celui qui a été calculé par Parks *et al.* (SCRS/81/59) à partir d'échantillons couvrant une vaste zone de l'Atlantique et recueillis par différents engins de pêche, soit :

$$W = 2,396 * 10^{-5} * FL^{2,9774}$$

où W = poids en kilogrammes et FL = longueur à la fourche (de l'extrémité du museau à la fourche caudale) en centimètres.

Au cours de la Deuxième Réunion Mondiale sur le Thon obèse, Song *et al.* (SCRS/2004/053) ont présenté les résultats préliminaires du rapport taille-poids pour le thon obèse capturé à la palangre dans l'Atlantique central. Les résultats ont indiqué une légère différence par rapport à ceux de Parks *et al.* et l'on a également observé une différence par sexe.

3.4.2 Mortalité naturelle

On croit généralement que M varie en fonction de l'âge du poisson. En tant qu'hypothèse de travail, l'ICCAT a adopté pour le thon obèse un taux de mortalité naturelle qui varie avec l'âge, et qui est plus élevé pour les juvéniles (0,8) au cours des deux premières années de vie, et plus faible (0,4) les années suivantes. Cette hypothèse tient compte des différents habitats du thon obèse pendant son cycle vital. Aucune nouvelle information n'a été présentée en ce qui concerne M depuis la dernière session d'évaluation.

3.4.3 Croissance

Par le passé, la courbe de croissance de Cayré et Diouf (SCRS/83/80) a été utilisée pour la croissance du thon obèse de l'Atlantique. Une autre courbe de croissance basée sur Alves *et al.* (2002) a été proposée, qui utilisait des analyses de structures osseuses, un plus grand échantillonnage et une gamme de taille plus vaste.

Ces derniers temps, de nouvelles informations sont apparues sur ce point. Hallier *et al.* (SCRS/2004/039) ont présenté une étude sur la détermination de l'âge du thon obèse de l'Atlantique est fondée sur la croissance des otolithes et le marquage, prévoyant des validations directes par injection d'oxytétracycline. Les résultats de ces études révèlent une croissance légèrement différente de celle de Cayré et Diouf (SCRS/83/80). Les courbes de croissance utilisées à la présente réunion sont comme suit :

Cayré et Diouf (SCRS/83/80): $k=0.1127 \text{ yr}^{-1}$, $L_{\infty} = 285.37 \text{ cm}$ et $t_0 = -1.0$ année
 (t_0 n'est pas estimé par les auteurs)
 Hallier *et. al.* (SCRS/2004/039): $k=0.180 \text{ yr}^{-1}$, $L_{\infty} = 217.3 \text{ cm}$ et $t_0 = -0.709$ année

La comparaison des deux courbes de croissance se trouve au **Tableau 7** et à la **Figure 7**.

3.4.4 Sex ratio

Aucune nouvelle information n'a été présentée concernant le sex ratio. Mais, selon des études antérieures, le sex ratio (male/(male + femelle)) est généralement supérieur à 0,5, phénomène communément accepté. Il existe plusieurs études concernant le sex ratio. A titre d'exemple, Miyake (2002) (SCRS/2002/152) a analysé les récentes données de sex ratio du thon obèse capturé par la pêche palangrière japonaise, en se basant sur 134.000 poissons, et ses conclusions appuient les études antérieures.

3.5 Résultats des modèles d'évaluation de stock

3.5.1 Modèles de production

Un indice combiné a été estimé à partir de l'indice palangrier japonais dans la zone centrale (en poids), de l'indice palangrier du Taïpei chinois (sans facteur d'ajustement) et de l'indice palangrier des Etats-Unis (en poids ; voir section 3.3). Lors de la réunion, la capture totale a été estimée à partir des données de la Tâche I de 1961 à 2002 disponibles pendant la réunion.

3.5.1.1 ASPIC

La version logicielle ASPIC 5.02 a été utilisée pour ajuster un modèle dynamique de biomasse généralisé. Les données ne sont pas assez informatives pour estimer tous les paramètres du modèle de Schaefer ; toutefois, si $B_0 = K$, l'estimation est alors possible. La CPUE palangrière combinée en données de biomasse et de capture jusqu'à 2002 a été utilisée comme Cas de base. Les résultats suggèrent que le stock n'est pas actuellement surexploité et qu'il montre des signes d'amélioration (le ratio actuel de B/B_{PME} est 1,07 et le ratio actuel de F/F_{PME} est 0,73, **Figure 8** et **Tableau 8**). La PME est estimée à 102.400 t (80% C.L. 96.530 – 110.800 t), chiffre supérieur à la capture actuelle (75.480 t). Les résultats sont plutôt optimistes, ce qui est probablement dû à la tendance décroissante des captures observée ces dernières années.

Lorsque le modèle généralisé est utilisé avec une fonction objective robuste, avec $B_0 = K$, le modèle s'ajuste et suggère un modèle similaire au modèle de Schaeffer ($\phi = 0,44$) (**Tableau 9**).

3.5.1.2 PRODFIT

Pour le modèle PRODFIT, l'effort a été estimé comme le ratio de la prise totale divisée par la capture par unité d'effort combinée (voir section 3.3). Afin de comparer les résultats avec ceux de la dernière évaluation, des estimations ont également été réalisées à l'aide de l'indice palangrier japonais dans la zone centrale.

Comme la prise totale est retournée aux niveaux des années 1990, on a réalisé un passage du modèle uniquement sur la période complète (1961-2002). Les résultats obtenus selon les divers postulats formulés sur le paramètre de forme (m) et la moyenne de l'effort (k , c'est-à-dire le nombre de groupes d'âge contribuant à la pêche) sont décrits aux **Tableaux 10** (indice combiné) et **11** (indice palangrier japonais de la zone centrale). Ces estimations sont convergentes, quelle que soit la gamme des valeurs de m et de k utilisée.

Par conséquent, on a estimé que les résultats du modèle de Fox ($m = 1$) avec une valeur de k de 5 ans représentaient les meilleures estimations de PRODFIT (**Figure 9**), avec une PME de 110.000 t et un F_{opt} de 1,3. En 2002, la capture et l'effort actuels ont respectivement représenté 87% et 75% de la PME estimée. Or, ce résultat dépend fortement de l'efficacité du niveau de la prise totale, tel que déclaré ces dernières années.

3.5.1.3 Modèle bayésien de production excédentaire (BSP) (basé sur le type de Schaeffer)

Une approche bayésienne (version BSP 1,0¹) a été utilisée pour ajuster une formulation temporelle continue du modèle de production excédentaire de Schaefer (McAllister et Babcock, 2004). Quatre passages du modèle BSP

¹ La version BSP 1,0 a été examinée et cataloguée par le Groupe de travail de l'ICCAT sur les Méthodes d'évaluation.

ont été évalués. Les entrées de chaque passage sont récapitulées au **Tableau 12**. Pour chaque passage, les entrées techniques (techninputs.txt) ont été fixées à $F_{\min} = 1,0^e-7$, $\text{stepsize} = 1,0^e-6$, $\text{eps} = 1,0^e-7$ et $\text{maxlikefunc} = 1,0^e+5$ et les estimations initiales du paramètre requises pour la procédure de « modes d'estimation » (param*.out) ont été établies à $K = 1^e+6$, $B_0/K = 1,0$, $r = 0,6$ et $\sigma = 0,05$. Afin de s'assurer que l'algorithme avait convergé sur le mode global de distribution postérieure, les modes ont été estimés à partir de diverses conditions initiales, incluant des valeurs de K qui oscillaient entre $5,0+5$ et $2,0^e+6$, des valeurs de r qui oscillaient entre 0,4 et 0,8 et des valeurs de σ qui oscillaient entre 0,01 et 0,05. Ces tests ont étayé la conclusion selon laquelle les estimations initiales du paramètre ($K = 1^e+6$, $B_0/K = 1,0$, $r = 0,6$, et $\sigma = 0,05$) étaient adéquates.

Les données n'étaient pas assez informatives pour estimer tous les paramètres du modèle de Schaefer ; toutefois, quand r était assujéti à une distribution *a priori* informative (lognormal, $\mu = 0,6$; $\text{SD}(\ln(x)) = 0,3$) et B_0/K était assujéti à près de 1,0 ((lognormal, $\mu = 1,0$, $\text{SD}(\ln(x)) = 0,01$), l'estimation était possible. Les résultats du Cas de base BSP sont présentés à la **Figure 10** et au **Tableau 13**. Le Cas de base suggère que le stock est surexploité ($B/B_{PME} = 0,85$) et que la surpêche a eu lieu récemment, mais que F/F_{PME} a été ramené à 1,0 à la fin de 2002. La production maximale équilibrée a été estimée à 93.000 t et r a été estimé à 0,51. La **Figure 10** illustre les distributions *a priori* et *a posteriori* de r . La distribution *a priori* sélectionnée a été informative et a assujéti la valeur de r , évitant des estimations plus faibles. Le Groupe de travail a reconnu que cette situation n'était pas idéale, mais que le modèle nécessitait des distributions *a priori* informatives pour fonctionner.

Les passages de sensibilité sont récapitulés à la **Figure 11** et au **Tableau 13**. Tous ont été très similaires au Cas de base et indiquent un état du stock près de B_{PME} ($B/B_{PME} = 0,94-1,12$). Tous les passages de sensibilité ont signalé que la surpêche avait cessé en 2002 ($F/F_{PME} = 0,69-0,89$). Les estimations de r ont varié de 0,48 à 0,54 et les estimations de la PME se sont rangées dans une fourchette de 94.000 t à 102.000 t.

3.5.1.4 Modèle à différences retardées

Comme lors de la précédente évaluation, on a eu recours au modèle à différences retardées de Deriso (1980) (voir Quinn et Deriso 1999), considéré comme l'intermédiaire entre un modèle de production structuré par âge et un modèle de production de biomasse agrégée. La mise en application du modèle sous forme de feuilles de calcul a été utilisée dans l'ajustement étant donné que la version *AD Model Builder* programmée à la dernière session d'évaluation en 2002 a posé des problèmes pour ajuster les données. Des informations détaillées sur ces différentes implémentations se trouvent dans le Rapport détaillé sur le Thon obèse de 2002 (SCRS/2002/014).

Durant la présente réunion, deux passages ont été réalisés (**Tableau 14**) utilisant l'indice palangrier japonais et un indice combiné Japon-Etats-Unis. L'indice combiné utilisé n'a pas été pondéré par rapport à la capture. Le poids moyen par âge a été calculé en utilisant la nouvelle courbe de croissance (SCRS/2004/039). Comme mortalité naturelle, il a été utilisé une valeur moyenne correspondant à la moyenne arithmétique du vecteur de mortalité naturelle employé pour le thon obèse en tenant compte de huit groupes d'âge et en fixant l'âge du recrutement à 1. La valeur résultante a été $M = 0,45$. Dans les deux passages, une faible distribution *a priori* sur l'inclinaison pour le rapport stock-recrutement a été examinée. Les deux passages ont postulé que le stock était en conditions d'équilibre égales à la biomasse vierge en 1950. Le **Tableau 15** présente un résumé des résultats obtenus. Les deux passages ont fourni des estimations de l'inclinaison égales à 1,0, soit un rapport stock-recrutement dans lequel le recrutement ne dépend pas de la taille du stock. Le modèle semble être sensible aux valeurs de l'inclinaison et les passages exploratoires fixant l'inclinaison à des valeurs faibles ont entraîné l'absence d'ajustement du modèle. En raison du manque de rapport entre le stock et le recrutement, les courbes de production équilibrée résultantes avaient la partie supérieure plane et il n'a donc pas été possible d'estimer de manière fiable les quantités liées à la PME. Faute d'une meilleure alternative, le Groupe a décidé d'établir $F_{0,1}$ comme indice approchant potentiellement correct pour B_{PME} ainsi que la biomasse correspondante ($B_{0,1}$) comme indice approchant pour B_{PME} .

La **Figure 12** présente l'ajustement à l'indice de la CPUE japonaise (DDRun1), considéré comme le Cas de base par le Groupe de travail, la production observée et escomptée, la mortalité par pêche prévue, ainsi que les séries de biomasse et de recrutement prévues. Le modèle à différences retardées ajustait les données raisonnablement bien. Les entrées et sorties pour DDRun1 sont reprises dans le **Tableau 16**.

Les résultats se sont avérés très similaires à ceux obtenus en 2002. Toutefois, le modèle utilisé ne permet pas de calculer les incertitudes dans l'estimation. La raréfaction (B_{2002}/B_{1950}) estimée par le modèle était de 0,43. $B_{2002}/B_{0,1}$ (indice approchant pour B/B_{PME}) était de 0,99. L'estimation de l'indice approchant relatif de F_{PME} , $F_{2002}/F_{0,1}$, était 0,88. La PME est estimée à 113.964 t. Si les statistiques de $F_{0,1}$ sont des indices approchants raisonnables pour les valeurs de F_{PME} , ces analyses suggèrent donc que le stock était de 12% au-dessus de la

mortalité par pêche considérée comme point de référence. La **Figure 13** illustre la courbe de production en conditions d'équilibres ainsi que les prises annuelles. En 2002, la capture a dépassé d'environ 34% la PME.

3.5.2 Modèles structurés par âge

3.5.2.1 Analyses de VPA

Des analyses structurées par âge ont également été réalisées avec VPA-2BOX². Plusieurs passages ont été effectués avec des spécifications similaires à celles des évaluations précédentes. La matrice de capture du Cas de bas utilisée était basée sur la courbe de croissance de Hallier *et al.* (2004) (**Tableau 4**). Les indices d'abondance disponibles (**Tableau 6**) incluaient celui de la palangre du Taïpei chinois, de la palangre pélagique des Etats-Unis et de la palangre japonaise (spécifiques de l'âge et regroupés par âge en provenance de la zone de pêche centrale/principale).

Les passages préliminaires ont consisté à utiliser des indices spécifiques de l'âge pour la pêcherie palangrière japonaise, avec des résultats encourageants. Toutefois, au cours de la réunion, il s'est avéré que les paramètres de croissance employés pour assigner des âges à la capture pour ces indices étaient basés sur des chiffres erronés dans le récapitulatif de la documentation d'origine. C'est pourquoi le Groupe a décidé qu'il serait peut-être inapproprié d'appliquer des indices spécifiques de l'âge. Il convient de noter que les premiers résultats suggèrent qu'il pourrait être utile de disposer d'indices spécifiques de l'âge appropriés pour les futures évaluations.

Les passages initiaux utilisant l'indice palangrier japonais regroupé par âge ont produit quelques estimations anormales de la mortalité par pêche et de la biomasse du stock reproducteur au cours des premières années de la période considérée (1975-2002). Ces estimations anormales ont disparu lorsqu'on a permis au modèle d'estimer une marche aléatoire dans les F-ratios dans le temps. Comme elle a été appliquée durant la plus récente évaluation sur l'albacore (SCRS/2003/016), cette option donne une certaine flexibilité au modèle afin qu'il s'ajuste mieux aux données, mais elle ne nécessite pas l'estimation de tous les F-ratios comme valeurs indépendantes, ce qui entraînerait probablement un sur-paramétrage.

Trois passages sont examinés ici : 1) Passage 6, qui incorpore l'estimation d'une marche aléatoire dans les F-ratios dans le temps, 2) Passage 7, qui a été réalisé comme une analyse de la sensibilité dans laquelle les spécifications du modèle ont été maintenues comme dans le Passage 6 sans utiliser l'indice palangrier du Taïpei chinois, et 3) Passage 8, un passage de sensibilité supplémentaire, qui a suivi les spécifications du modèle du Passage 6, mais qui a utilisé la matrice de prise par âge élaborée en employant les limites de découpage de l'évaluation antérieure (**Tableau 4**).

Les spécifications du modèle, qui sont différentes de celles utilisées dans des évaluations précédentes ou entre des passages, sont illustrées au **Tableau 17**. Le **Tableau 18** fournit un résumé des statistiques pour les divers passages.

La biomasse du stock reproducteur et les tendances du recrutement estimées dans le Passage 6 sont indiquées aux **Figures 14 et 15**. Les tendances estimées de la mortalité par pêche sont illustrées aux **Figures 16a, b** ainsi qu'au **Tableau 19**. En général, celles-ci reflètent une tendance décroissante de la biomasse du stock reproducteur, tandis que la mortalité par pêche a augmenté. Les niveaux de recrutement ont généralement fluctué à un niveau similaire au cours de la période ; la plus grande fluctuation du recrutement estimé pour ces dernières années est probablement due à l'incapacité du modèle à expliquer les changements survenus dans les tendances de la capture en l'absence d'indices d'abondance pour les classes d'âge plus jeunes. Les ajustements des indices d'abondance sont reflétés dans les **Figures 17-19**. La **Figure 20** indique les F-ratios prévus par le biais de l'estimation de la marche aléatoire. Il est possible que ces ratios, qui sont bien inférieurs à 1,0, soit un effet secondaire de la procédure de découpage des âges ou de l'existence éventuelle de sex-ratios variables selon la taille. Les estimations de l'abondance du Passage 6 sont illustrées à la **Figure 21** et au **Tableau 20**. Le Passage 7 a produit des résultats similaires à ceux du Passage 6 et ces résultats ne sont pas présentés dans des graphiques.

Les **Figures 22 et 23** présentent la biomasse du stock reproducteur et les tendances du recrutement estimées dans le Passage 8, qui utilise la matrice de capture définie par les limites de découpage employées dans des évaluations antérieures. Les tendances estimées de la mortalité par pêche sont illustrées dans les **Figures 24a et b**. Les ajustements des indices d'abondance apparaissent dans les **Figures 25-27**, et la tendance du F-ratio dans la **Figure 28**. Ces tendances semblent similaires aux résultats des analyses de VPA réalisées lors de précédentes

² Version 3.01, Porch, catalogue logiciel de l'ICCAT.

évaluations sur le thon obèse, ce qui suggère que les anciennes limites de découpage et la matrice de prise par âge résultante pourraient bien être la cause de ces ajustements médiocres.

Une analyse rétrospective des configurations a été menée à bien pour le Passage 6. Les résultats des estimations de la biomasse du stock reproducteur et des tendances du recrutement sont indiqués dans les **Figures 29** et **30**. En règle générale, les tendances conservent une configuration similaire mais changent dans les niveaux. Comme les années plus récentes sont disponibles, au cours desquelles les niveaux de capture étaient en hausse, les estimations de la SSB et du recrutement ont atteint des niveaux très élevés, avant de redescendre aux niveaux prévus à partir du jeu complet de données. Cette configuration peut éventuellement s'expliquer par le fait qu'une plus vaste gamme de taux d'exploitation était nécessaire pour ajuster le modèle.

3.5.2.2 Modèle de production structuré par âge ELBUEY

Un modèle de production structuré par âge programmé pendant la session d'évaluation de 2002 (ELBUEY) a également été appliqué en 2004. Le modèle peut ajuster un indice d'abondance unique aux données de capture en utilisant l'information sur la sélectivité, la maturité et le poids par âge. Une formulation plus détaillée peut être consultée dans le SCRS/2002/014.

Les entrées qui ont été appliquées se trouvent au **Tableau 21**. Deux passages différents ont été réalisés, avec deux indices d'abondance distincts : un indice palangrier japonais pour l'Atlantique central, et un indice palangrier combiné (Japon/Taïpei chinois/Etats-Unis). Les détails sur leur estimation peuvent être consultés dans une autre section du présent rapport. Des essais ont également été effectués sur la sensibilité du modèle aux matrices de sélectivité spécifiées. Deux d'entre elles ont été appliquées, l'une estimée d'après la plus récente matrice de prise par âge, et une autre plus conceptuelle qui reproduit les principales modifications survenues dans la pêcherie et spécifie des vecteurs différents pour chaque décennie entre 1950 et 2002 (**Tableau 22**). Cette dernière a été sélectionnée, étant donné qu'il est problématique d'estimer la sélectivité à partir de la matrice de prise par âge en raison de l'effet confondant de la disponibilité. La matrice estimée a dégagé des tendances inexplicables dans la sélectivité des âges plus avancés pendant la dernière décennie, susceptibles d'influencer excessivement les résultats du modèle.

Le poids par âge a été estimé en utilisant la courbe de croissance de Hallier *et al.* (SCRS/2004/039). Le poids pour le groupe 7+ a été estimé comme la moyenne des âges 7 et 8.

Le modèle a paru bien ajuster la série d'abondance employée (**Figure 31**). Les estimations des quantités liées à la gestion sont présentées au **Tableau 23**. La PME a été estimée aux alentours de 75.000 t, et les récentes prises ont dépassé cette valeur. La biomasse semble être proche de la biomasse correspondant à la PME. Les tendances, à la fois de la biomasse totale et de la SSB, connaissent une baisse continue. La chute de l'abondance des âges 0 et 1, conséquence de l'accroissement des captures de juvéniles, peut être observée à la **Figure 32**. La trajectoire prévue de la biomasse, les taux estimés de mortalité par pêche et la SSB estimée sont illustrés aux **Figures 33** à **35**, respectivement.

3.5.2.3 MULTIFAN-CL

Faisant suite aux essais initiaux d'élaboration d'un modèle d'évaluation statistique pour le thon obèse, mis en route en 2003 et présentés au Symposium du BETYP (SCRS/2004/010), le Groupe de travail a utilisé MULTIFAN-CL. L'**Appendice 5** contient des détails sur la création des données utilisées pour l'application, ainsi que sur les options de modèle employées pour un passage initial (désigné ci-dessous « Passage 1 »). D'autres passages ont été réalisés comme variantes du Passage 1, lesquels sont brièvement expliqués comme suit :

<i>Passage</i>	<i>Croissance</i>	<i>M</i>	<i>Données LF</i>	<i>Mélange de marques</i>
1	Estimée	Estimée	De base	2 trimestres
2	Fixée	Fixée	De base	2 trimestres
3	Fixée	Estimée	De base	2 trimestres
4	Estimée	Estimée	Alternatives	2 trimestres
5	Estimée	Estimée	De base	1 trimestre
6	Distribution <i>a priori</i> forte	Estimée	De base	2 trimestres

La croissance a été soit librement estimée, soit fixée (égale à la courbe de Hallier *et al.* (SCRS/2004/039), à l'exception des longueurs moyennes pour les 8 premiers trimestres d'âge qui ont été estimées), soit estimée avec une distribution *a priori* de façon à ne pas dévier considérablement de celle de Hallier *et al.* La mortalité naturelle dépendant de l'âge a été estimée dans la plupart des passages, à l'exception d'un passage dans lequel elle a été fixée comme dans l'évaluation de la VPA. Certaines données de fréquence de taille (LF) pour la Pêcherie 1 semblaient contenir trop de grands thons obèses au milieu des années 1970 ; des données alternatives de fréquence de taille ont donc été créées pour cette pêcherie en remplaçant les échantillons de taille espagnols par des échantillons français (le Secrétariat et les scientifiques concernés ont été priés d'examiner cette question après la réunion). Finalement, la plupart des passages ont postulé que les poissons marqués étaient complètement mélangés avec la population non-marquée au bout de deux trimestres.

Les résultats récapitulatifs des passages sont présentés à la **Figure 36** et au **Tableau 24**. En règle générale, les résultats semblent similaires, bien qu'ils puissent avoir différentes implications en ce qui concerne la gestion. Tous les passages suggèrent que la biomasse a chuté rapidement au cours de la dernière décennie et que la mortalité par pêche a augmenté.

Le Groupe de travail a débattu brièvement des bien-fondés relatifs des divers passages. Les passages où la croissance a été estimée (1, 4, 5 et 6) ont produit des courbes de croissance qui paraissaient irréalistes, à savoir que la longueur augmentait presque linéairement jusqu'à 230 cm environ. Ces tailles par âge ne coïncident pas avec celles estimées à partir des otolithes et des données de marquage. C'est pourquoi le Groupe de travail avait davantage confiance aux résultats des Passages 2 et 3 en termes de croissance. Ces deux passages couvrent une vaste gamme de conclusions sur l'état actuel du stock : le Passage 2 est plus pessimiste, avec une PME de 66.000 t, une biomasse du stock reproducteur de 28% en-deçà du niveau de la SSB_{PME} et une mortalité par pêche de 52% au-dessus de F_{PME} . Le Passage 3 est plus optimiste, avec une PME de 91.000 t, une SSB de 19% au-dessus de SSB_{PME} , et F de 22% en-deçà de F_{PME} (**Tableau 24**).

Etant donné qu'il s'agissait de la première fois que MULTIFAN-CL était utilisé dans une évaluation sur le thon obèse de l'Atlantique, les résultats ont été considérés en grande partie expérimentaux. Par conséquent, le Groupe de travail n'a pas exprimé de fortes préférences en faveur d'un passage ou d'un autre. Toutefois, afin d'illustrer certains des résultats obtenus avec le modèle, la **Figure 37** présente les résultats détaillés du Passage 3.

Au cours des discussions, le Groupe de travail a voulu comparer la matrice de prise par âge obtenue du découpage avec la prise par âge pronostiquée par MULTIFAN-CL. La comparaison, basée sur le Passage 3 et sur la prise par âge de la Section 3.2.2, est présentée au **Tableau 25** et à la **Figure 38**. En dépit des différences dans les postulats et les méthodes utilisés pour y parvenir, les estimations étaient généralement similaires. Quelques différences ont été observées essentiellement pour les âges 2 et 7+, mais le Groupe de travail n'a pas été en mesure d'en identifier les causes exactes.

MULTIFAN-CL a été utilisé pour investiguer l'impact cumulatif de diverses pêcheries sur le stock. On y est parvenu en projetant la population estimée dans le Passage 3 tout en éliminant toutes les pêcheries, les pêcheries palangrières, ou les pêcheries de surface (PS+BB). Les résultats se trouvent à la **Figure 39**. Ceux-ci suggèrent que les pêcheries de surface et à la palangre ont eu des impacts similaires sur la SSB.

En conclusion, le Groupe de travail s'est dit satisfait de constater que les travaux en cours sur l'application de MULTIFAN-CL au thon obèse de l'Atlantique sont en bonne voie (SCRS/2004/010).

3.7 Production et géniteur par recrue

Le nouveau calcul des analyses de production par recrue (YPR) et de géniteur par recrue (SPR) a été effectué en appliquant le logiciel d'évaluation FishLab mis au point par CEFAS-Lowestoft depuis les dernières évaluations.

Les mortalités par âge par pêche estimées par le Passage 6 de la VPA dans l'évaluation actuelle ont été considérées comme des entrées pertinentes dans les analyses de YPR et SPR. Le nouveau vecteur F a ainsi été obtenu du passage de la VPA à partir de la moyenne pour la période 2000-2001. Le **Tableau 26** illustre ces valeurs d'entrée dans l'analyse. Les poids moyens dans la capture ont été calculés d'après une nouvelle fonction de croissance de von Bertalanffy estimée pour le Programme d'Année Thon obèse (SCRS/2004/039), et calculée à partir de la biomasse de milieu d'année et de la moyenne des âges 11 et 12 pour l'âge 11+. Aux fins de cohérence, la mortalité naturelle ainsi que les valeurs de la maturité étaient les mêmes que celles utilisées dans le Passage 6 de la VPA.

Deux scénarios ont été envisagés : (1) la situation actuelle, et (2) une situation dans laquelle la réglementation de taille est parfaitement mise en oeuvre. Le deuxième scénario réduisait d'environ 50% la valeur F correspondant à l'âge 1 et postulait une valeur de F de 0 pour l'âge 0. Les résultats (**Figure 40**) ont indiqué une amélioration bien plus optimiste pour la mise en œuvre de la taille minimale que ceux obtenus dans l'évaluation antérieure et concordaient avec les résultats de quelques-uns des différents modèles de production, tels que l'approche bayésienne et ASPIC. Malgré les incertitudes dans l'estimation récente de F , on a considéré que F actuel était bien en-deçà de F_{MAX} et de $F_{0,1}$. Une réglementation de taille minimale parfaitement mise en place pourrait augmenter l'YPR, par exemple, de presque 3% et le SPR de plus de 28% au niveau actuel de F , si l'on adopte cette dernière option.

Une analyse de la production par recrue pluri-engins a également été réalisée en utilisant le logiciel développé par le Groupe de travail des espèces tropicales de l'IOTC. Deux composants de flottille distincts ont été pris en compte dans l'analyse : (1) les flottilles pêchant des poissons de petite taille, qui incluent tous les senneurs de CE + canneurs de Ghana + senneurs de Ghana, et (2) les flottilles pêchant des poissons de grande taille, qui incluent tous les palangriers. Les mortalités par pêche partielles ont été obtenues d'après le vecteur F utilisé dans l'analyse de la production par recrue à l'aide du ratio de la prise partielle. Le **Tableau 27** montre les entrées de l'analyse. Les résultats (**Figure 41**) étaient très optimistes par rapport aux analyses antérieures. La production par recrue augmente en identifiant F des pêcheries de grands poissons sans changer F des pêcheries de petits poissons.

3.8 Projections

Dans les passages du modèle d'évaluation de stock pour la population de thon obèse de l'Atlantique, la biomasse actuelle semblait se situer aux alentours de la biomasse correspondant à la PME. Dans la plupart des passages, le taux de mortalité par pêche actuellement estimé (F) est descendu en dessous de F_{PME} . Afin d'évaluer la sensibilité des résultats de la projection à la formation et aux postulats du modèle d'évaluation de stock, des projections ont été réalisées en utilisant quelques modèles d'évaluation de stock différents, dont le modèle ASPIC (version 5.02), le modèle à différences retardées de Deriso-Schnute (SCRS/2002/160), et le modèle bayésien de production excédentaire. Dans ces modèles, la population a été projetée dans l'avenir, en prenant comme postulat les politiques de ponction définies dans chaque section. Pour toutes les projections, on a postulé que la prise de 2003 était égale à la prise déclarée en 2002.

Modèles de production (ASPIC 5.02). Des projections de population par bootstrap ont été exécutées au moyen du modèle ASPIC (voir section 3.5.1.1) avec l'indice combiné du Cas de base. La prise de 2003 a été établie comme la prise déclarée en 2002 (75.480 t) et par la suite, des politiques de ponction constante de captures de 60.000, 70.000, 75.000, 80.000, 90.000 et 100.000 t ont été menées. La médiane des trajectoires d'abondance est illustrée à la **Figure 42**. La médiane des trajectoires de biomasse ainsi que les limites de confiance de 80% pour chaque politique de ponction constante sont indiquées à la **Figure 43**. Celles-ci démontrent progressivement une incertitude croissante dans la trajectoire de population projetée à mesure que l'on projette plus loin dans le temps. Les politiques de ponction constante inférieures à 90.000 t ont 50% de chance d'augmenter le stock. Ces politiques ont moins de possibilités d'affaiblissement de l'abondance. La politique de ponction constante de 100.000 t a également 50% de chance de maintenir le stock au-dessus de B_{PME} . Or, elle a aussi 50% de chance de provoquer la diminution de l'abondance.

Modèles de production (Modèle bayésien de production excédentaire). Le Modèle bayésien de production excédentaire utilise un sous-échantillon (5.000) des échantillonnages par importance (>20.0000) pour projeter la dynamique des populations dans l'avenir. Les projections n'incluent pas l'erreur de procédure. B/B_{PME} a été projetée jusqu'en 2008 au moyen du passage du Cas de base. La prise totale de 2003 a été estimée à 75.480 t (niveau de 2002) et par la suite, une prise constante de 65.000, 70.000, 75.000, 80.000, 90.000 et 100.000 t. Les résultats sont récapitulés à la **Figure 44**. En général, des captures ≤ 90.000 t permettent à la population d'augmenter, tandis que des captures > 100.000 t provoquent la chute de la population.

Modèle à différences retardées. Des projections déterministes postulant qu'il ne se produit aucune variabilité dans le recrutement ont été réalisées à l'aide du passage avec la CPUE japonaise basée sur le poids et combinée par âge (voir section 3.3). La **Figure 45** illustre la trajectoire de la biomasse jusqu'en 2010 pour chaque scénario de prise constante. Les politiques de ponction constante inférieures à 95.000 t entraînent la hausse de la trajectoire d'abondance au-dessus du niveau de biomasse à $F_{0,1}$. Une politique de ponction constante de 105.000 t provoque le déclin du stock par rapport à son niveau actuel.

Modèles structurés par âge. En raison du manque de temps, aucune projection dans le futur n'a été effectuée par une analyse structurée par âge lors de l'évaluation du stock. Toutefois, le Groupe de travail a reconnu les limites des projections dans le futur réalisées à partir de modèles de production et du modèle à différences retardées. Les résultats des projections dans le futur réalisées à partir de ces modèles n'ont été fiables que pour une période de temps très limitée. Afin d'investiguer les tendances du stock à long terme selon divers scénarios de capture future, le Groupe de travail espère que dans la prochaine évaluation du stock, les projections dans le futur seront élaborées à l'aide d'un modèle structuré par âge.

3.9 Principales incertitudes

L'état du stock a été examiné à l'aide de modèles de production excédentaire (PRODFIT, ASPIC et BSP) et de modèles structurés par âge-taille (à différences retardées, ELBUEY, VPA-2Box et MULTIFAN-CL). Cette approche pluri-modèles fournit une vue de l'état du stock sous des lumières différentes, ce qui permet à la gamme des résultats de cerner non seulement l'incertitude dans l'estimation à l'intérieur d'un modèle, mais aussi les aspects tout aussi importants de l'incertitude du modèle. En général, les résultats des divers modèles concordent, indiquant une tendance décroissante de la biomasse du stock et une tendance à la hausse du taux de mortalité par pêche tout au long des diverses périodes d'évaluation. Il convient de noter, toutefois, que le manque de temps pendant la réunion a empêché de réaliser un examen complet et détaillé de l'incertitude associée aux modèles structurés par âge-taille. En outre, étant donné que l'estimation des points de référence de gestion habituels (p.ex. $F_{0,1}$ et F_{MAX}) dépend des résultats des modèles structurés par âge, le manque de temps susvisé entraîne une plus grande incertitude, qui est reflétée dans les recommandations de gestion pour le thon obèse.

Les données de base des pêcheries et les analyses de la valeur ajoutée de ces données réalisées avant la réunion (p.ex. la mise au point d'indices d'abondance à travers des analyses de standardisation de la CPUE) servent de base pour les résultats de la modélisation et les avis de gestion. Le manque de fiabilité des indices d'abondance pour le jeune thon obèse est particulièrement significatif. Sans ces indices, il existera toujours une grande incertitude en ce qui concerne la puissance du recrutement au cours des dernières années de la période d'évaluation. Conjuguée au décalage de trois ans entre la fin de la période d'évaluation (2002) et la première année de gestion qui peut utiliser les résultats de l'évaluation (2005), la grande incertitude dans le « récent » recrutement dans l'évaluation débouche sur une grande incertitude en ce qui concerne la plupart des âges dans la pêcherie en 2005. D'autres limitations basées sur les données qui contribuent à une incertitude additionnelle, non-quantifiable dans les résultats de l'évaluation incluent : (1) la composition par espèces de la capture des pêcheries ghanéennes qui ciblent les thonidés tropicaux et (2) les captures et d'autres données de pêcheries des bateaux IUU.

L'ampleur de la mortalité naturelle et sa variation selon l'âge continuent de constituer la principale source d'incertitude (SCRS/2004/061).

4. Facteurs environnementaux

Le comportement vertical du thon obèse et la dynamique de température interne comme fonction de la profondeur de la couche de fourrage, ainsi que le profil thermique vertical sont décrits dans le document SCRS/2004/060. On postule que ces deux facteurs environnementaux sont les plus importants dont il faut tenir compte. Les simulations montrent le rôle important joué par le profil thermique en modifiant qualitativement et quantitativement le comportement vertical du thon obèse. Les eaux fortement structurées thermiquement provoquent de fréquentes alternances du déplacement vertical ascendant et descendant du thon obèse, tandis que la structure thermique faible permet au poisson de demeurer dans la partie plus profonde de la couche superficielle de la mer tout au long de la journée. La température est un facteur crucial. Toutefois, d'autres facteurs environnementaux ont probablement leur importance et ne devraient pas être oubliés. A titre d'exemple, le profil d'oxygène peut être déterminant dans le cas où des niveaux d'oxygène très bas (Brill, 1994) empêchent le thon obèse d'atteindre la partie plus profonde de la couche de fourrage. L'oxygène devrait être incorporé aux futures applications du modèle dans des zones à faible teneur en oxygène. La thermorégulation du thon obèse a au moins deux composantes interdépendantes. La première est la capacité physiologique du thon obèse à modifier le taux d'échange calorifique entre son corps et l'eau ambiante. La seconde est sa capacité à adapter ses déplacements verticaux dans la colonne d'eau, ce qui produit le schéma de distribution verticale typique observé pour cette espèce. Finalement, le fait que les déplacements verticaux du thon obèse dépendent de la taille explique la sélectivité des engins de pêche en fonction de la taille : les senneurs capturent principalement du thon

obèse de petite taille dans les eaux superficielles, tandis que les palangriers pêchent essentiellement des gros thons obèses dans les eaux plus profondes (SCRS/2004/060).

Il convient, toutefois, de garder à l'esprit que, dans la réalité, de nombreux autres facteurs influent probablement et ne sont pas pris en compte, comme par exemple la présence de DCP qui modifie probablement le comportement vertical du thon obèse et entraîne des distributions diurnes en subsurface. (Schaefer et Fuller 2002).

Le SCRS/2004/132 présente la CPUE palangrière japonaise du thon obèse dans l'océan Atlantique, standardisée par un GLM (postulat d'erreur lognormale), actualisée avec les plus récentes données de capture et d'effort et de prise par taille. Pour la première fois, la température de surface (SST) et la profondeur de la couche mélangée (MLD) ont été incorporées comme variables environnementales.

5. Effets des réglementations actuelles

5.1 Efficacité des recommandations actuelles sur la taille minimum

La *Recommandation adoptée par l'ICCAT sur la limitation de la taille du Thon obèse*, de 1979 [Réf. 79-01] qui établissait une taille minimum de 3,2 kg pour le thon obèse de l'Atlantique, avec une marge de tolérance de 15%, avait pour objectif de renforcer la réglementation sur la taille minimum pour l'albacore. Dans le même temps, pour le thon obèse, espèce dotée d'une vie relativement longue, la taille à la première capture, qui maximiserait théoriquement la production par recrutement, est supérieure à 3,2 kg. Par conséquent, comme le taux d'exploitation du stock a augmenté, la mise en œuvre de cette Recommandation pourrait avoir réduit la mortalité par pêche des juvéniles, contribuant ainsi à éviter la surpêche de croissance et, dans le long terme, à éviter la surpêche de recrutement. Néanmoins, cette mesure n'a jamais été efficace en raison, principalement, des caractéristiques de l'engin de senne et des opérations de sennage, la principale source de l'effort de pêche sur les juvéniles. Pour les senneurs, la proportion des juvéniles dans la prise totale est toujours restée élevée, indépendamment de la capture totale (**Figure 46**).

La composition par taille des captures résulte de deux facteurs connexes : les caractéristiques physiques/techniques de l'engin, et la façon dont il est déployé (quand, où et comment). Actuellement, il n'est pas possible de modifier le premier facteur pour les senneurs. Par conséquent, la mise en œuvre des mesures affectant la manière dont les opérations à la senne sont menées devrait entraîner une réduction de la mortalité par pêche à la senne des thons obèses juvéniles, par exemple en imposant des fermetures spatio-temporelles là où se trouvent les juvéniles (tel est l'objet du moratoire). En outre, les opérations à la senne ciblant les thonidés tropicaux sont multi-spécifiques et tout changement dans la façon dont les opérations sont réalisées susceptible de réduire la capture du thon obèse juvénile aurait des répercussions sur la capture d'autres espèces, telles que le listao.

Dans la situation actuelle du thon obèse de l'Atlantique, où l'on recommande des réductions de la mortalité par pêche, notamment des juvéniles, et où le principal élément de la mortalité par pêche des juvéniles provient d'engins comme la senne, toute mesure basée sur des contrôles de capture ou d'effort, comme le moratoire, serait plus efficace pour réduire la mortalité des juvéniles. La mise en œuvre de ces mesures de gestion alternatives pourrait améliorer le schéma d'exploitation global et par conséquent bénéficier au stock (**Figure 47**).

5.2 Autres réglementations

Le Groupe de travail n'a pas évalué l'effet des autres réglementations en vigueur concernant le thon obèse de l'Atlantique.

6. Recommandations

6.1 Statistiques

- Poursuivre l'échantillonnage au port des pêcheries ghanéennes (senneurs et canneurs) et fournir de meilleures données de prise par espèces. Vérifier la composition historique par espèces, et corriger, si nécessaire, en incorporant ces données d'échantillonnage.

- Il manque encore des données de taille de nombreuses pêcheries. Tous les pays capturant cette espèce devraient réaliser un niveau adéquat d'échantillonnage de taille et transmettre leurs résultats à l'ICCAT.

6.2 Recherche

- Globalement, les indices d'abondance disponibles sont encore limités. Tous les pays se livrant à la pêche de cette espèce devraient fournir des informations détaillées sur leur pratique de pêche, de façon à ce que davantage d'indices puissent être développés et utilisés dans l'évaluation.
- Les indices d'abondance pour les âges plus jeunes sont nécessaires pour suivre la tendance du recrutement, notamment de ces dernières années. Les scientifiques sont encouragés à mettre au point un indice d'abondance pour cette pêcherie.
- Obtenir des ogives de maturité et des fréquences de reproduction pour mieux définir l'information sur la biomasse du stock reproducteur.
- Poursuivre le marquage électronique afin d'obtenir des déplacements plus détaillés.
- Poursuivre et affiner l'application d'un modèle intégré d'évaluation de stock pour cette espèce. Les scientifiques devraient coopérer et faciliter l'échange des données nécessaire à cette fin. Sur ce point, les données historiques de marquage (mise à l'eau et récupération) devraient être vérifiées afin d'assigner la zone et la pêcherie, telles que définies dans le modèle pour lequel les marques ont été mises à l'eau et récupérées.
- Mettre au point des indices d'abondance basés sur l'habitat susceptibles de mieux refléter l'abondance que les indices actuellement utilisés.

7. Autres questions

Le Groupe de travail a constaté que la *Résolution de l'ICCAT visant à améliorer la collecte des données et l'assurance de la qualité* [Réf. 03-21] de 2003 a demandé au SCRS d'élaborer un programme visant à ré-instituer l'échantillonnage au port de l'ICCAT, y compris les coûts escomptés. Comme le Groupe ne disposait pas d'assez de temps pour débattre de cette question suffisamment à fond pour fournir des avis utiles au SCRS, il a décidé que celle-ci devrait être examinée lors de la réunion du Groupe d'espèces tropicales, en septembre 2004.

8. Adoption du rapport et clôture

Le rapport a été adopté par le Groupe de travail. Le Président a remercié les participants ainsi que le Secrétariat pour le travail réalisé, et la réunion a été ajournée.

Références

- ALVES, A., P. Barros, M.R. Pinho. 2002. Age and growth of bigeye tuna *Thunnus obesus* from Madeira using vertebrae. *Fish. Res.* 54, 389-393.
- BRILL R.W., 1994. A review of temperature and oxygen tolerance studies of tunas pertinent to fisheries oceanography, movement models and stock assessments. *Fish. Oceanogr.* 3: 204-216.
- QUINN, T.J., R.B. Deriso. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, NY.
- SCHAEFER K.M., D.W. Fuller, 2002. Movements, behavior, and habitat selection of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern equatorial Pacific, ascertained through archival tags. *Fish. Bull.* 100:765-788 (2002).
- MIYAKE, P.M. In press. Review of longline fleet capacity of the world. FAO Fisheries Technical Paper, Rome, FAO.

INFORME DE LA REUNIÓN DE EVALUACIÓN DEL STOCK DE PATUDO DE ICCAT EN 2004

(Madrid, 28 de junio a 3 de julio de 2004)

RESUMEN

El principal objetivo de la reunión era llevar a cabo una evaluación del stock de patudo del Atlántico, incluyendo una revisión de su biología, una descripción de las pesquerías, análisis del estado de los stocks y perspectivas, análisis de los efectos de las regulaciones actuales así como recomendaciones sobre estadísticas e investigación. Además, la reunión trató la decisión de la Comisión de que el SCRS “llevara a cabo un análisis de la eficacia de las actuales recomendaciones sobre talla mínima y que asesorara [a la Comisión] en 2004 sobre medidas alternativas para la protección de los juveniles de patudo, teniendo en cuenta la moratoria actual”.

PALABRAS CLAVE

Evaluación de stock, estadísticas de pesquerías, captura/esfuerzo, regulaciones de talla mínima

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

La reunión fue inaugurada por el Dr. Naozumi Miyabe (Japón), Presidente del Grupo de especies de patudo, quién dio la bienvenida a los participantes. A continuación, se revisó el Orden del día, que fue adoptado (**Apéndice 1**).

El Dr. Ray Conser fue presentado como el encargado independiente de la revisión por pares para la evaluación del stock de patudo de 2004.

Los relatores de los distintos puntos fueron:

<u>Punto</u>	<u>Relator</u>
1	Miyabe, Porter
2	Gaertner
3.1	Miyabe
3.2	Miyabe, Kebe, Palma
3.3	Ortiz
3.4	Matsumoto
3.5	Pianet, Cass-Calay (PM); Brown (VPA); Restrepo (MULTIFAN)
3.7	Hsu
3.8	Takeuchi
3.9	Conser
4	Ariz, Delgado de Molina
5	Pallarés
6-8	Miyabe

La lista de participantes se adjunta en el **Apéndice 2**. El **Apéndice 3** enumera los documentos presentados durante la reunión.

2. Descripción de las pesquerías

El stock ha sido explotado principalmente por tres artes (pesquerías de palangre, cebo vivo y cerco) y por muchos países en todo su rango de distribución (**Tabla 1, Figura 1, Apéndice 4**). La talla de los peces capturados varía de una pesquería a otra: de mediana a grande en la pesquería de palangre, de pequeña a grande en la pesquería dirigida de cebo vivo y pequeña para otras pesquerías de cebo vivo y las pesquerías de cerco. Los pesos medios se encuentran entre 45-50 Kg., 20-30 Kg. y 3-4 Kg. respectivamente para estos tres tipos de pesquerías.

La captura total anual (**Figura 2**) aumentó hasta mediados de los 70, alcanzando las 60.000 t y fluctuó a lo largo de los 15 años siguientes. En 1991 sobrepasó las 95.000 t y continuó aumentando, alcanzando un máximo histórico de cerca de 130.000 t en 1994. Desde entonces la captura ha descendido. En 2002 la captura total declarada fue de unas 75.500 t, que ha sido la mínima desde 1989 y representa un descenso de 20.000 t respecto a 2001.

Las principales pesquerías de cebo vivo se sitúan en Ghana, Senegal, Islas Canarias, Madeira y Azores. Las flotas de cerco tropical operan en el Golfo de Guinea y frente a Senegal en el Atlántico este y frente a Venezuela en el Atlántico oeste. En el este las flotas están compuestas por barcos de CE-Francia, CE-España, Ghana y otros barcos gestionados por compañías de la Comunidad Europea, y en el oeste faena la flota venezolana. Aunque el patudo es una especie objetivo para la mayoría de las pesquerías de palangre y cebo vivo, esta especie ha sido de importancia secundaria para otras pesquerías de superficie. A diferencia del rabil, el patudo se captura mayoritariamente en operaciones efectuadas sobre cardúmenes asociados con objetos naturales, como troncos, y con dispositivos artificiales de concentración de peces (DCP).

Existen dos importantes pesquerías de palangre, gestionadas por Japón y Taipei Chino, cuya captura respondió del 45% de la captura total en peso en 2002. China y Filipinas han comenzado a pescar en años recientes, en 1993 y 1998 respectivamente.

Las actividades de los palangreros ilegales, no declarados y no reglamentados (IUU) que enarbolan bandera de conveniencia parecen haberse iniciado a principios de los 80 y se han vuelto bastante significativas desde entonces. Las capturas realizadas por estos barcos fueron estimadas pero se consideran inciertas. Las estimaciones indican un pico en las capturas no declaradas de 25.000 t en 1998 y una rápida reducción a partir de entonces (BET-Figura 3). Esta rápida reducción refleja una mayor declaración por parte de los países/entidades involucrados en estas actividades, así como los esfuerzos realizados por los países palangreros que han colaborado en la reducción del número de barcos IUU. No obstante, el Grupo de trabajo manifestó su preocupación respecto a que las capturas no declaradas hayan sido subestimadas.

3. Estado del stock

3.1 Estructura del stock

El documento SCRS/2004/040 presentado en el Simposio del BETYP, proporcionaba los resultados de un estudio sobre la estructura genética del patudo en el Océano Atlántico. Los análisis de varianza molecular demostraron una estructuración genética estadísticamente significativa entre los océanos Índico y Atlántico, pero no dentro del Océano Atlántico. El Grupo de trabajo continúa aceptando la hipótesis actual de un stock único de patudo para todo el Atlántico, basándose en este trabajo sobre genética y en otras evidencias circunstanciales como la distribución espacio-temporal de los peces y los movimientos de los peces marcados. Sin embargo, no debe descartarse la posibilidad de otros escenarios, tales como stocks al norte y al sur.

3.2 Datos de captura

La Secretaría presentó las tablas de captura por flota y por año (**Tabla 1**). El Grupo de trabajo revisó las tablas y observó que los datos comunicados para 2003 eran muy incompletos. Durante la reunión, los científicos que trabajan en las pesquerías tropicales europeas proporcionaron algunas estimaciones preliminares para las flotas francesa, española y CE asociada de cerco y de cebo vivo.

Japón presentó información resumiendo los recientes datos comerciales sobre patudo. Basándose en la información facilitada, el Grupo consideró que era difícil identificar el océano de origen de las capturas, y que es probable que las flotas descritas pesquen en la zona del Convenio ICCAT y ya hayan enviado sus datos de Tarea I a la Secretaría.

Estados Unidos presentó también sus datos comerciales, que mostraron importantes cantidades importadas de Trinidad y Tobago, Brasil y Panamá. Teniendo en cuenta que los barcos de Taipei Chino desembarcan sus capturas en Trinidad y Tobago, y reexportan su producto a Estados Unidos, el Grupo decidió no incluir estos datos con el fin de evitar un doble cómputo de los datos de Taipei Chino.

El Grupo indicó que la CE también importa patudo y que sería útil disponer de estos datos sobre importación para compararlos con las cifras de la Tarea I, para poder estimar cualquier posible captura no declarada.

3.2.1 Talla y captura por clases de talla

La **Tabla 2** presentada por la Secretaría muestra la información sobre talla y captura por clases de talla para el patudo presentada a la Secretaría y que se encuentra disponible en la base de datos de ICCAT. Las siguientes flotas presentaron sus datos de captura por clases de talla: Canadá, CE-Francia, CE-España, NEI-1 (flota de superficie CE asociada), Japón y Estados Unidos. Otras flotas (R.P. China, Taipei Chino, CE-Portugal, Ghana, Namibia, Sudáfrica y Venezuela) presentaron datos de talla, completos o parciales. Para aquellas flotas que no presentaron datos de muestreo de tallas, la Secretaría propuso un esquema de sustituciones que se adjunta como **Tabla 2** y que fue adoptado por el Grupo tras algunas pequeñas modificaciones. Como norma general, los datos de Taipei Chino se usaron para sustituir los de las flotas de palangre NEI, mientras que los datos japoneses se utilizaron para sustituir la captura fortuita en las pesquerías de palangre de pez espada. Los datos franceses de cerco se utilizaron para sustituir los datos de las pesquerías locales en el Golfo de Guinea.

De acuerdo con esto, el archivo de captura por clases de talla se actualizó hasta 2002 inclusive, dada la falta de datos disponibles para 2003.

3.2.2 Conversión de la captura por clases de talla a captura por clases de edad

La captura por clases de talla se convirtió a captura por clases de edad utilizando la talla de corte de edades por trimestre de la ecuación de crecimiento de Cayré y Diouf (SCRS/83/080); $L_t = 285.3745(1 - \exp(-0.1127042(t+1.0)))$ y la ecuación de crecimiento de Hallier *et al.* de 2004, $L_t = 217.28(1 - \exp(-0.18(t+0.709)))$. Las tallas de corte aparecen en la **Tabla 3**. La nueva captura por clases de edad aparece en la **Tabla 4** por pesquería principal.

La captura por clases de talla de Japón anterior a 2001 y las de Francia y España para 2001 y 2002 fueron enviadas a ICCAT con la longitud como límite superior. Por lo tanto, fue necesario restar 2 cm al convertir estos datos de captura por talla. En todos los conjuntos de datos debe identificarse qué tipo de límite ha sido utilizado para expresar la clase de talla.

3.3 Datos de tasa de captura

Palangre

Se presentaron tres índices de abundancia estandarizados para las pesquerías de palangre de patudo. Se presentaron los índices de abundancia para el patudo atlántico capturado por la pesquería japonesa de palangre (SCRS/2004/132). Los índices se construyeron utilizando los últimos datos de captura y esfuerzo y de captura por clases de talla. Además, los protocolos de estandarización examinaban el efecto de la nueva información medioambiental, incluyendo la temperatura estimada de la superficie del mar y la profundidad de la capa mixta, clasificada por cuadrículas de 5° y mes. Los datos medioambientales para el periodo de 1961-2002 fueron obtenidos mediante el proyecto JEDAC (*Joint Environmental Data Analysis Center*). La cobertura geográfica del índice japonés de palangre se amplió también para incluir todas las observaciones de captura y esfuerzo de la pesquería de palangre del Atlántico en lugar de las áreas restringidas incluidas en el índice presentado en la evaluación de 2002 (SCRS/2002/151). Otros cambios en la estandarización incluían el uso de la latitud y longitud como variables continuas con coeficientes polinomiales y sus interacciones. El índice utilizó el logaritmo de captura en número de peces por mil anzuelos más una constante como variable dependiente, e incluía año, latitud, longitud, número de anzuelos entre flotadores, temperatura de la superficie del mar, profundidad de la capa mixta, y material de la línea madre como variables explicativas. El documento presentaba diversos índices estandarizados; a) un índice global para todo el Atlántico, b) un índice para las tres zonas principales (región tropical y zonas subtropicales norte y sur; Figura 1 del SCRS/2004/132) en el que el supuesto era que la pesquería podría haber evolucionado de forma diferente en el trópico respecto a las zonas subtropicales, c) un índice para cada zona y trimestre del año, y d) un índice por clases de edad para todo el Atlántico. Para el índice por edad, se utilizaron los datos de captura por clases de talla y la curva(s) de crecimiento para convertir la captura en captura por clases de edad. El Grupo de trabajo expresó su preocupación respecto a la implementación de las funciones polinomiales de longitud y latitud y sus interacciones con las variables de la superficie del mar o la profundidad de la capa mixta, ya que es más difícil comprender su relación biológica con tasas de captura de patudo. El índice restringido a la zona principal indicaba que el índice de la región tropical y el índice global para todo el Atlántico seguían tendencias similares, ya que la mayoría de la captura de patudo y el esfuerzo de la flota japonesa de palangre tienen lugar en esta zona. Sin embargo, el Grupo de trabajo manifestó su preocupación acerca de cómo se integrarían en las evaluaciones de stock las diferentes tendencias de tasas de captura entre áreas, especialmente en los primeros años.

El documento SCRS/2004/137 presentaba la CPUE estandarizada del patudo capturado por la flota de palangre de Taipei Chino en el Atlántico. El método utilizado para la estandarización fue un Modelo Lineal Generalizado, asumiendo una distribución de error delta binomial-lognormal. Las variables explicativas evaluadas incluían el año, zona, trimestre y una variable que describe la ratio entre la captura de atún blanco y la de patudo por observación. El modelo evaluaba también las interacciones entre el año y otros efectos. Los autores observaron que, en ciertos años, el índice estandarizado podría estar sesgado por diversos cambios en la recopilación de las estadísticas de cuadernos de pesca por parte de diferentes organizaciones y por la comunicación de los cuadernos de pesca fundamentalmente por barcos que se dirigen al atún blanco (lances superficiales). Los autores aplicaron un factor de ajuste al índice estandarizado (específicamente a la proporción estandarizada del componente positivo de la formulación delta) para tener en cuenta las ratios de los cuadernos de pesca declarados por la flota de palangre profundo frente a los de la flota de palangre normal. El Grupo de trabajo expresó su inquietud respecto a que la aplicación del factor de ajuste después del procedimiento de estandarización podría no ser conveniente, ya que factores como el trimestre y/o las ratios de atún blanco pueden ya explicar la diferencia de comunicación entre las pesquerías de aguas profundas y las de aguas superficiales.

Se presentaron los índices de CPUE estandarizados para la pesquería de palangre pelágico estadounidense en el Atlántico noroeste y el Golfo de México (SCRS/2004/133). Se presentaron dos índices alternativos para la misma pesquería; a) un índice de biomasa basado en resúmenes de desembarques de mareas de patudo, y b) un índice de número de peces basado en resúmenes de datos de lances. La estandarización utilizó un modelo lineal generalizado mixto asumiendo una distribución de error delta binomial-lognormal. Las variables explicativas incluían año, área, una clasificación de la categoría de los barcos (OP), trimestre, densidad de bastones de luz por anzuelo y clasificación de las zonas de ordenación. Desde 2000, debido a las regulaciones de ordenación para otras especies, ciertas zonas de la pesquería han sufrido vedas temporales que podrían afectar a las capturas de patudo. El modelo incluía una variable de ordenación que intenta tener en cuenta este efecto en el índice de lance por lance. Para el índice de biomasa, se excluyeron del análisis las observaciones dentro de las zonas de ordenación del periodo posterior a 1996. El Grupo de trabajo decidió utilizar el índice de cuadernos de pesca en lugar del índice de biomasa porque el número de observaciones para el índice de biomasa descendía drásticamente a partir de 1996.

No se presentaron otros índices de abundancia para otros tipos de pesquería de patudo. Sin embargo, el Grupo de trabajo revisó las tendencias de las tasas de captura nominal de algunas de las pesquerías de cebo vivo y cerco del Atlántico este. Se observó que las tasas de captura nominal, al menos para el patudo, mostraban tendencias descendentes en algunos casos. El Grupo de trabajo discutió la validez y/o utilidad de los índices derivados de estas pesquerías, pero en general recomendó realizar más investigaciones sobre métodos adecuados para estandarizar estas tasas de captura, ya que representan un componente importante de la captura, especialmente de patudo de las clases de edad más jóvenes. Se observó que los índices estandarizados de estas pesquerías se utilizan durante las evaluaciones ICCAT de otras especies, como el rabil. La razón es que para el rabil, más del 50% de las capturas se producen sobre cardúmenes libres, en los que la medida del esfuerzo es algo más sencilla de lo que sería en los lances con DCP.

Índices utilizados para calibrar modelos de evaluación

El Grupo de trabajo decidió, para los análisis de los modelos de producción, generar un índice combinado de abundancia basado en los índices de biomasa disponibles. La **Tabla 5** y la **Figura 3** muestran los índices de biomasa disponibles en una escala común (cada serie se hace relativa respecto a su media para los años de solapamiento 1987-2002). Durante la reunión se desarrolló un índice base combinado utilizando índices de biomasa de a) el índice de Japón restringido al caladero principal para los años 1961-2002, b) la versión no ajustada del índice de biomasa de Taipei Chino (sin corrección en la ratio de comunicación de los cuadernos de pesca) para los años 1981-2002, y c) el índice de cuadernos de pesca de Estados Unidos convertido a biomasa para los años 1987-2002 (**Tabla 5** y **Figura 3**). El índice combinado se estimó utilizando un GLM con un factor de ponderación basado en la proporción anual de captura de cada pesquería respecto a la captura total de palangre. Además del índice base combinado, el Grupo de trabajo sugirió realizar evaluaciones de sensibilidad para los siguientes escenarios (**Figura 4**): un índice combinado utilizando el índice de biomasa de Japón construido utilizando observaciones de todo el Atlántico (como aparece en el SCRS/2004/132), y el índice de biomasa de Taipei Chino con el factor de ajuste aplicado (el índice de Estados Unidos era el mismo que en el índice base), y utilizar igual ponderación para los tres índices en las estimaciones de los índices de biomasa combinados.

Sólo el índice japonés se estimó para clases de edad específicas, utilizando únicamente los datos de los principales caladeros (**Figura 5**). Este índice se estimó en número de peces por mil anzuelos. Los índices

específicos de la edad de los datos japoneses de palangre no se utilizaron en las evaluaciones estructuradas por edad porque el valor de t_0 aplicado era diferente al adoptado por el Grupo de trabajo.

La **Tabla 6** y la **Figura 6** presentan un resumen de los índices disponibles en número de peces por edades agregadas. El Grupo de trabajo recomendó que, en un futuro y cuando fuera posible, los índices específicos de la edad fueran utilizados en los modelos estructurados por edad.

3.4 Parámetros biológicos de población

No se presentó nueva información sobre biología en esta reunión, pero en el Simposio ICCAT del BETYP (SCRS/2004/010) y en la Segunda Reunión Mundial sobre Patudo (SCRS/2004/011) celebradas en marzo de 2004 y organizadas por ICCAT, hubo varias presentaciones relacionadas con información biológica sobre el patudo del Atlántico.

3.4.1 Relación peso-talla

La relación peso-talla utilizada actualmente para el patudo del Atlántico es la calculada por Parks *et al.* (SCRS/81/59) a partir de muestras que cubrían una amplia zona del Atlántico y capturadas por diferentes artes:

$$W = 2.396 * 10^{-5} * FL^{2.9774}$$

en la que W= peso en kilogramos y FL= longitud a la horquilla (desde la punta de la mandíbula superior a la horquilla de la cola) en centímetros.

Durante la Segunda Reunión Mundial sobre Patudo, Song *et al.* (SCRS/2004/053) mostraron los resultados preliminares de la relación talla-peso para el patudo capturado con palangre en el Atlántico central. Los resultados indicaron una pequeña diferencia respecto a los resultados de Parks *et al.* y también se observó la diferencia por sexo.

3.4.2 Mortalidad natural

Es una creencia general que M varía con la edad de los individuos. Como hipótesis de trabajo, ICCAT ha adoptado una tasa de mortalidad natural para el patudo que varía con la edad, y es superior para los juveniles (0,8) durante los dos primeros años de vida e inferior (0,4) en las edades siguientes. Esta hipótesis tiene en cuenta los diferentes hábitat del patudo durante su ciclo vital. No se ha presentado nueva información respecto a M desde la última reunión de evaluación.

3.4.3 Crecimiento

En el pasado, se ha utilizado la curva de crecimiento de Cayré y Diouf (SCRS/83/80) para el crecimiento del patudo del Atlántico. Se propuso una curva de crecimiento alternativa basada en Alves *et al.* (2002), que utilizaba análisis de partes duras, una muestra mayor y un rango de tallas más amplio.

Recientemente, se ha presentado nueva información respecto a este punto. Hallier *et al.* (SCRS/2004/039) presentaron el estudio de la determinación de la edad del patudo del Atlántico este basado en incrementos de otolitos y en marcado, incluyendo validaciones directas por inyección de oxitetraciclina. Los resultados de estos estudios muestran un crecimiento ligeramente diferente del de Cayré y Diouf (SCRS/83/80). Las curvas de crecimiento utilizadas en esta reunión son las siguientes:

Cayré y Diouf (SCRS/83/80): $k=0.1127 \text{ yr}^{-1}$, $L_{\infty} = 285.37 \text{ cm}$ y $t_0 = -1.0$ años
(t_0 no ha sido estimado por los autores)

Hallier *et al.* (SCRS/2004/039): $k=0.180 \text{ yr}^{-1}$, $L_{\infty} = 217.3 \text{ cm}$ y $t_0 = -0.709$ años

La comparación de las dos curvas de crecimiento aparece en la **Tabla 7** y **Figura 7**.

3.4.4 Sex-ratio

No se ha presentado nueva información sobre la sex-ratio. Pero, de acuerdo con estudios pasados, la sex-ratio (macho/(macho/hembra)) es, por lo general, superior a 0,5, algo que es comúnmente aceptado. Existen diversos estudios sobre la sex-ratio. Por ejemplo, Miyabe (2002) (SCRS/2002/152) analizó los datos recientes de sex-ratio del patudo capturado por la pesquería japonesa de palangre basándose en 134.000 peces, y sus conclusiones respaldaban los estudios anteriores.

3.5 Resultados de los modelos de evaluación de stock

3.5.1 Modelos de producción

Se estimó un índice combinado a partir del índice de palangre japonés en el área central (en peso), el índice de palangre de Taipei Chino (sin el factor de ajuste) y el índice de palangre estadounidense (en peso; ver punto 3.3). Durante la reunión se estimó la captura total a partir de los datos de Tarea I de 1961 a 2002 disponibles en la reunión.

3.5.1.1 ASPIC

La versión del programa ASPIC 5.02 fue utilizada para ajustar un modelo dinámico de biomasa generalizado. Los datos no son lo suficientemente informativos para estimar todos los parámetros del modelo Schaefer; sin embargo, si $B_0 = K$, entonces la estimación es posible. Se utilizó como Caso Base la CPUE combinada del palangre en los datos de biomasa y captura hasta 2002. Los resultados sugieren que el stock no está actualmente sobrepescado y está mostrando síntomas de mejoría (la ratio actual de B/B_{RMS} es 1,07 y la ratio actual de F/F_{RMS} es 0,73, **Figura 8** y **Tabla 8**). El RMS se estima en 102.400 t (80% C.L. 96.530-110.800 t), cifra superior a la captura actual (75.480 t). Los resultados son bastante optimistas, lo que se debe probablemente a la tendencia descendente de las capturas en años recientes.

Cuando se utiliza el modelo generalizado con una función objetiva robusta, con $B_0 = K$ el modelo se ajusta y sugiere un modelo similar al modelo de Schaefer ($\phi = 0,44$) (**Tabla 9**).

3.5.1.2 PRODFIT

Para el PRODFIT, el esfuerzo se estimó como la ratio de la captura total dividida entre la captura combinada por unidad de esfuerzo (ver punto 3.3). Con el fin de comparar los resultados con los de la última evaluación, las estimaciones se realizaron también utilizando el índice de palangre japonés en el área central.

Como la captura total ha vuelto a los niveles de los años 90, el modelo se ensayó sólo sobre el periodo completo, 1961-2002. Los resultados, de acuerdo con los diferentes supuestos realizados en el parámetro de forma (m) y la media del esfuerzo (k , es decir, el número de grupos de edad que contribuyen a la pesquería) aparecen en la **Tabla 10** (índice combinado) y la **Tabla 11** (índice de palangre japonés de la zona central). Estas estimaciones son coherentes independientemente del rango de valores de m y k utilizado.

Por lo tanto, se consideró que los resultados del modelo Fox ($m=1$) con un valor k de 5 años representaban las mejores estimaciones PRODFIT (**Figura 9**), con un RMS de 110.000 t y un F_{opt} de 1,3. En 2002, la captura y esfuerzo actuales se encontraban respectivamente al 87% y al 75% del RMS estimado. Sin embargo, este resultado depende enormemente de la eficacia del nivel de captura total, tal y como se ha declarado estos últimos años.

3.5.1.3 Modelo de producción excedente Bayesiano (BSP) (basado en el tipo Schaefer)

Se utilizó un enfoque Bayesiano (versión BSP 1.0¹) para ajustar una formulación temporal continua del modelo de producción excedente Schaefer (McAllister y Babcock, 2004). Se evaluaron cuatro ensayos del modelo BSP. Las entradas de cada ensayo aparecen resumidas en la **Tabla 12**. Para cada ensayo, las entradas técnicas (techinputs.txt) se establecieron en $F_{min}=1.0e-7$, $stepsize=1.0e-6$, $eps=1.0e-7$ y $maxlikefunc=1.0e+5$, y las estimaciones iniciales del parámetro necesarias para el procedimiento de “modos de estimación” (param*.out) se establecieron en $K=1e+6$, $B_0/K=1.0$, $r=0.6$, y $\sigma = 0.05$. Para asegurar que el algoritmo había convergido en el modo global de la distribución posterior, los modos fueron estimados a partir de diversas condiciones iniciales, incluyendo valores de K que oscilaban entre $5.0e+5$ y $2.0e+6$, valores de r que oscilaban entre 0.4 - 0.8 y valores de σ que oscilaban entre 0.01 y 0.05. Estas pruebas respaldaron la conclusión de que las estimaciones iniciales del parámetro ($K=1e+6$, $B_0/K=1.0$, $r=0.6$, y $\sigma = 0.05$) eran adecuadas.

Los datos no eran lo suficientemente informativos para estimar todos los parámetros del modelo Schaefer, sin embargo, cuando se limitó a r con una distribución previa informativa (lognormal, $\mu = 0.6$, $SD(\ln(x))=0.3$) y B_0/K se forzó para acercarse a 1.0 ((lognormal, $\mu = 1.0$, $SD(\ln(x))=0.01$), la estimación fue posible. Los resultados del Caso Base BSP se presentan en la **Figura 10** y la **Tabla 13**. El Caso Base sugiere que el stock está sobrepescado ($B/B_{RMS} = 0,85$) y que la sobrepesca ha tenido lugar recientemente, pero que F/F_{RMS} ha descendido

¹ La versión BSP 1.0 ha sido revisada y catalogada por el Grupo de trabajo ICCAT sobre métodos de evaluación

a 1,0 en 2002. El Rendimiento Máximo Sostenible se estimó en 93.000 t y r se estimó en 0,51. La **Figura 10** muestra las distribuciones previas y posteriores de r . La distribución previa elegida era informativa y limitaba el valor de r , evitando estimaciones menores. El Grupo de trabajo reconoció que esta situación no es la ideal, pero que el modelo requería distribuciones previas informativas para funcionar.

Los ensayos de sensibilidad se resumen en la **Figura 11** y la **Tabla 13**. Todos eran muy similares al Caso Base e indican una situación del stock cercana a B_{RMS} ($B/B_{RMS} = 0,94-1,12$). Todos los ensayos de sensibilidad indicaban que la sobrepesca había cesado en 2002 ($F/F_{RMS} = 0,69-0,89$). Las estimaciones de r oscilaban entre 0,48-0,54 y las estimaciones del RMS entre 94.000 t y 102.000 t.

3.5.1.4 Modelo de diferencia retardada

Como en la evaluación anterior, se utilizó el modelo de diferencia retardada de Deriso (1980) (ver Quinn y Deriso 1999), considerado intermedio entre un modelo de producción estructurado por edad y un modelo de producción de biomasa agregada. En el ajuste se utilizó la implementación en hoja de cálculo del modelo porque la versión AD Model Builder programada durante la última reunión de evaluación en 2002 presentaba problemas para ajustar los datos. En el Informe detallado sobre el patudo de 2002 (SCRS/2002/014) aparece información detallada sobre estas implementaciones.

Durante esta reunión se llevaron a cabo dos ensayos (**Tabla 14**) utilizando el índice japonés de palangre y un índice combinado Estados Unidos-Japón. El índice combinado utilizado no se había ponderado respecto a la captura. El peso medio por edad se calculó utilizando la nueva curva de crecimiento (SCRS/2004/039). Como mortalidad natural se utilizó un valor medio correspondiente a la media aritmética del vector de mortalidad natural utilizado para el patudo considerando 8 grupos de edad y fijando la edad de reclutamiento en 1. El valor resultante fue $M = 0,45$. En los dos ensayos se consideró una distribución previa débil sobre la inclinación para la relación stock-reclutamiento. Ambos ensayos asumían que el stock estaba en un equilibrio igual a la biomasa virgen de 1950. La **Tabla 15** muestra un resumen de los resultados obtenidos. Los dos ensayos arrojaron estimaciones de inclinación igual a 1,0, es decir, una relación stock-reclutamiento en la que el reclutamiento es independiente del tamaño del stock. El modelo parece ser sensible a los valores de inclinación, y ensayos exploratorios que fijaban la inclinación en valores bajos produjeron una falta de ajuste del modelo. Como consecuencia de la falta de una relación entre stock y reclutamiento, las curvas de rendimiento en equilibrio resultantes tenían la parte superior plana y por lo tanto no se pudieron obtener estimaciones fiables de cantidades relacionadas con el RMS. A falta de una alternativa mejor, el Grupo decidió establecer $F_{0,1}$ como una aproximación potencialmente buena para F_{RMS} y la biomasa correspondiente ($B_{0,1}$) como una aproximación para B_{RMS} .

La **Figura 12** muestra el ajuste al índice japonés de CPUE (DDRun1) considerado como Caso Base por el Grupo de trabajo, el rendimiento observado y previsto, la mortalidad por pesca prevista y las series de reclutamiento y biomasa previstas. El modelo de diferencia retardada ajustó los datos razonablemente bien. Las entradas y salidas para DDRun1 se muestran en la **Tabla 16**.

Los resultados fueron muy similares a los obtenidos en 2002. Sin embargo, el modelo utilizado no permite calcular incertidumbres en la estimación. La merma estimada por el modelo (B_{2002}/B_{1950}) fue de 0,43. $B_{2002}/B_{0,1}$ (aproximación para B/B_{RMS}) fue 0,99. La estimación de la aproximación relativa de F_{RMS} , $F_{2002}/F_{0,1}$ fue 0,88. El RMS estimado es 113.964 t. Si las estadísticas de $F_{0,1}$ son aproximaciones razonables para los valores de F_{RMS} , entonces estos análisis sugieren que el stock estaba un 12% por encima de la mortalidad por pesca considerada como punto de referencia. La **Figura 13** muestra la curva de rendimiento en equilibrio y las capturas anuales, la captura en 2002 está cerca de un 34% por encima del RMS.

3.5.2 Modelos estructurados por edad

3.5.2.1 Análisis VPA

También se efectuaron análisis estructurados por edad con VPA-2BOX². Se realizaron varios ensayos con especificaciones similares a las de evaluaciones anteriores. La matriz de captura del Caso Base utilizada fue la basada en la curva de crecimiento de Hallier et al. (2004) (**Tabla 4**). Los índices de abundancia disponibles (**Tabla 6**), incluían el de palangre de Taipei Chino, el de palangre pelágico de Estados Unidos y el de palangre japonés (específicos de la edad y agregados por edad de la zona de pesca principal/central).

² Versión 3.01, Porch, Catálogo de programas ICCAT.

Los ensayos preliminares incluyeron el uso de índices específicos de la edad para la pesquería japonesa de palangre, con resultados prometedores. Sin embargo, durante la reunión se descubrió que los parámetros de crecimiento utilizados para asignar edades a la captura para estos índices estaban basados en cifras erróneas del resumen de la fuente. Por lo tanto, el Grupo decidió que sería inapropiado aplicar los índices específicos de la edad. Cabe señalar que los primeros resultados sugieren que podría ser útil disponer de índices específicos de la edad adecuados para futuras evaluaciones.

Los ensayos iniciales utilizando el índice japonés de palangre agregado por edad produjeron algunas estimaciones anómalas de la mortalidad por pesca y la biomasa reproductora del stock en los primeros años del periodo temporal cubierto (1975-2002). Estas estimaciones anómalas desaparecieron cuando se permitió al modelo estimar un desarrollo aleatorio en F-ratios a lo largo del tiempo. Tal y como fue implementada durante la evaluación de rabil más reciente (SCRS/2003/016), esta opción permite alguna flexibilidad al modelo para ajustar mejor los datos, pero no requiere la estimación de todas las F-ratios como valores independientes, lo que probablemente provocaría una sobre-parametrización.

Se discuten aquí tres ensayos: 1) Ensayo 6, que incorpora la estimación de un desarrollo aleatorio en F-ratios a lo largo del tiempo, 2) Ensayo 7, que se llevó a cabo como un análisis de sensibilidad en el que las especificaciones del modelo se mantuvieron como en el Ensayo 6 pero no se utilizó el índice de palangre de Taipei Chino, y 3) Ensayo 8, un ensayo adicional de sensibilidad que, por el contrario, seguía las especificaciones del modelo del Ensayo 6, pero utilizaba la matriz de captura por edad desarrollada usando los límites del procedimiento de filo de cuchillo de la evaluación previa (**Tabla 4**).

Las especificaciones del modelo, que son diferentes de las utilizadas en evaluaciones previas o entre ensayos, se muestran en la **Tabla 17**. La **Tabla 18** facilita estadísticas resumidas para los diversos ensayos.

La biomasa del stock reproductor y las tendencias en el reclutamiento estimadas en el Ensayo 6 se muestran en las **Figuras 14 y 15**. Las tendencias de mortalidad por pesca estimadas se muestran en las **Figuras 16a y b** y en la **Tabla 19**. En general, reflejan una tendencia descendente en la biomasa del stock reproductor mientras que las mortalidades por pesca han aumentado. Los niveles de reclutamiento han fluctuado, por lo general, en un nivel similar durante el periodo temporal; la mayor fluctuación en el reclutamiento estimado para los años más recientes es probablemente el resultado de la incapacidad del modelo para explicar cambios en las tendencias de captura en ausencia de los índices de abundancia para las clases más jóvenes. Los ajustes de los índices de abundancia se muestran en las **Figuras 17-19**. La **Figura 20** muestra las F-ratios predichas mediante la estimación del desarrollo aleatorio. Es posible que estas ratios, que son muy inferiores a 1,0, sean un efecto secundario del procedimiento de filo de cuchillo o de la existencia potencial de sex-ratios variables con la talla. Las estimaciones de abundancia del Ensayo 6 se muestran en la **Figura 21** y en la **Tabla 20**. El Ensayo 7 produjo resultados similares a los del Ensayo 6 y no se han presentado gráficos de estos resultados.

Las **Figuras 22 y 23** muestran la biomasa del stock reproductor y las tendencias en el reclutamiento estimadas en el Ensayo 8, que utilizó la matriz de captura definida por los límites del procedimiento de filo de cuchillo utilizado en las evaluaciones previas. Las tendencias estimadas de la mortalidad por pesca se muestran en las **Figuras 24a y b**. Los ajustes de los índices de abundancia aparecen en las **Figuras 25-27** y la tendencia de F-ratio en la **Figura 28**. Estas tendencias parecen similares a los resultados de los análisis VPA realizados en evaluaciones previas de patudo, que sugieren que los antiguos límites del procedimiento de filo de cuchillo y la matriz de captura por edad resultante podrían ser la causa de estos pobres ajustes.

Se llevó a cabo un análisis retrospectivo del patrón para el Ensayo 6. Los resultados de las estimaciones de la biomasa del stock reproductor y las tendencias en el reclutamiento aparecen en las **Figuras 29 y 30**. En general, las tendencias mantienen un patrón similar pero cambian en los niveles. Dado que se dispone de los años más recientes, durante los que los niveles de captura se incrementaron, las estimaciones de SSB y el reclutamiento aumentaron a niveles muy altos antes de descender a los niveles previstos a partir del conjunto de datos completo. Una posible explicación para este patrón es que era necesario un mayor rango de tasas de explotación para ajustar el modelo.

3.5.2.2 Modelo de producción estructurado por edad ELBUEY

En 2004 se aplicó también un modelo de producción estructurado por edad y programado durante la evaluación de 2002 (ELBUEY). El modelo puede ajustar un índice de abundancia único a los datos de captura utilizando información sobre selectividad, madurez y peso por edad. En el documento SCRS/2002/014 puede encontrarse una formulación más detallada.

Las entradas aplicadas aparecen en la **Tabla 21**. Se llevaron a cabo dos ensayos diferentes, utilizando dos índices de abundancia separados: un índice japonés de palangre para el Atlántico central y un índice combinado de palangre de Japón, Taipei Chino, y Estados Unidos. Los detalles de su estimación se pueden encontrar en este informe. Se llevaron a cabo también pruebas sobre la sensibilidad del modelo a las matrices de selectividad especificadas. Se aplicaron dos de ellas, una estimada a partir de la matriz de captura por edad más reciente, y una más conceptual que recoge los cambios principales en la pesquería y especifica vectores diferentes para cada década entre 1950 y 2002 (**Tabla 22**). Se eligió esta última, ya que estimar la selectividad a partir de la matriz CAA es problemático debido al efecto confuso de la disponibilidad. La matriz estimada mostraba tendencias sin explicar en la selectividad de las edades más tardías en la última década que podrían influir de forma indebida en los resultados del modelo.

El peso por edad se estimó utilizando la curva de crecimiento de Hallier et al. (SCRS/2004/039). El peso para el grupo 7+ se estimó como la media de las edades 7 y 8.

El modelo parecía ajustar bien la serie de abundancia empleada (**Figura 31**). Las estimaciones de cantidades relacionadas con la ordenación se presentan en la **Tabla 23**. El RMS se estimó en unas 75.000 t, y las capturas recientes han superado esta cifra. La biomasa parece estar cercana de la biomasa en RMS. Las tendencias, tanto en la biomasa total como en SSB, muestran un descenso constante. El descenso en la abundancia de las edades 0 y 1, resultado del incremento de capturas de juveniles, puede observarse en la **Figura 32**. La trayectoria de biomasa prevista, las tasas estimadas de mortalidad por pesca y la SSB estimada aparecen en las **Figuras 33 a 35**, respectivamente.

3.5.2.3 MULTIFAN-CL

Como continuación a los intentos iniciales de implementar un modelo estadístico de evaluación para el patudo, iniciados en 2003 y presentados en el Simposio del BETYP (SCRS/2004/010), el Grupo de trabajo utilizó MULTIFAN-CL. El **Apéndice 5** contiene detalles sobre la generación de los datos utilizados para la aplicación, así como las opciones del modelo utilizadas para un ensayo inicial (denominado Ensayo 1 más abajo). Se realizaron otros ensayos como variantes del Ensayo 1, que se explican brevemente como sigue:

<i>Ensayo</i>	<i>Crecimiento</i>	<i>M</i>	<i>Datos LF</i>	<i>Mezcla de marcas</i>
1	Estimado	Estimada	Base	2 trimestres
2	Fijado	Fija	Base	2 trimestres
3	Fijado	Estimada	Base	2 trimestres
4	Estimado	Estimada	Alternativos	2 trimestres
5	Estimado	Estimada	Base	1 trimestre
6	Distribución previa fuerte	Estimada	Base	2 trimestres

El crecimiento, o bien se estimó libremente, o bien se fijó (igual a la curva de Hallier et al (SCRS/2004/039), excepto en que se estiman las longitudes medias para los primeros 8 trimestres de edad), o se estimó con una distribución previa para que no se desvíe sustancialmente del de Hallier et al. En la mayoría de los ensayos se estimó la mortalidad natural dependiente de la edad excepto en uno, en el que se fijó igual que en la evaluación VPA. Algunos de los datos de frecuencia de longitudes (LF) para la Pesquería 1 parecían contener demasiados patudos grandes a mediados de los 70, por lo que se generaron datos alternativos de frecuencia de tallas para esta pesquería sustituyendo las muestras de talla españolas por las francesas (se solicitó a la Secretaría y a los científicos nacionales implicados que estudiaran este tema tras la reunión). Por último, la mayoría de los ensayos asumían que los peces marcados estaban completamente mezclados con la población no marcada tras dos trimestres.

Los resultados resumidos de los ensayos se presentan en la **Figura 36** y la **Tabla 24**. De forma general, los resultados parecen similares, aunque podrían tener implicaciones diferentes respecto a ordenación. Todos los ensayos sugieren que la biomasa ha descendido rápidamente durante la última década y que la mortalidad por pesca ha aumentado.

El Grupo de trabajo debatió brevemente los méritos relativos de los diversos ensayos. Los ensayos en los que el crecimiento fue estimado (1, 4, 5 y 6) produjeron curvas de crecimiento que parecían poco realistas, en las que la longitud aumentaba casi linealmente hasta cerca de 230 cm. Estas tallas por edad no coinciden con las estimadas a partir de otolitos y datos de marcado. Por esta razón, el Grupo de trabajo confiaba más en los resultados de los ensayos 2 y 3 en términos de crecimiento. Estos dos ensayos abarcan un amplio rango en las conclusiones acerca

de la situación actual del stock: El Ensayo 2 es más pesimista, con un RMS de 66.000 t, con la biomasa del stock reproductor un 28% por debajo del nivel de SSB_{RMS} , y una mortalidad por pesca que se encuentra un 52% por encima de F_{RMS} . El Ensayo 3 es más optimista, con un RMS de 91.000 t, la SSB un 19% por encima de SSB_{RMS} y F un 22% por debajo de F_{RMS} . (**Tabla 24**).

Dado que esta era la primera vez que se utilizaba MULTIFAN-CL en una evaluación de patudo del Atlántico, los resultados fueron considerados experimentales. Por consiguiente, el Grupo de trabajo no expresó preferencia por ninguno de los ensayos respecto a los demás. Sin embargo, para ilustrar algunos de los resultados obtenidos con el modelo, la **Figura 37** presenta los resultados detallados del Ensayo 3.

Durante las discusiones, el Grupo de trabajo quería comparar la matriz de captura por edad obtenida mediante el procedimiento de filo de cuchillo con la captura por edad predicha por MULTIFAN-CL. La comparación, basada en el Ensayo 3 y en la captura por edad de la Sección 3.2.2, aparece en la **Tabla 25** y la **Figura 38**. A pesar de las diferencias en los supuestos y los métodos utilizados para llegar a los mismos, las estimaciones eran bastante similares. Se observan algunas diferencias, fundamentalmente para las edades 2 y 7+, pero el Grupo de trabajo no pudo identificar las causas exactas de las mismas.

MULTIFAN-CL se utilizó para investigar el impacto acumulativo de diversas pesquerías sobre el stock. Esto se logró proyectando la población estimada en el Ensayo 3 a la vez que se eliminaban todas las pesquerías, las pesquerías de palangre o de superficie (PS+BB). El resultado aparece en la **Figura 39**. Estos resultados sugieren que las pesquerías de palangre y de superficie han tenido impactos similares en SSB.

En conclusión, el Grupo de trabajo quedó satisfecho de que el trabajo que se está llevando a cabo en una aplicación de MULTIFAN-CL para el patudo del Atlántico esté progresando (SCRS/2004/010).

3.7 Rendimiento y reproductor por recluta

El nuevo cálculo de los análisis de rendimiento por recluta (YPR) y reproductor por recluta (SPR) se hizo aplicando el programa de evaluación FishLab desarrollado por CEFAS-Lowesoft desde las últimas evaluaciones.

Las mortalidades por edad por pesca estimadas por el Ensayo 6 del VPA en la actual evaluación se consideraron entradas adecuadas en los análisis de YPR y SPR. Consecuentemente, el nuevo vector F actual se obtuvo del ensayo de VPA a partir de la media para el periodo 2000-2001. La **Tabla 26** muestra estos valores de entrada en el análisis. Los pesos medios en la captura se calcularon a partir de una nueva función de crecimiento von Bertalanffy estimada para el Programa Año del Patudo (SCRS/2004/039), calculada a partir de la biomasa de mitad del año y la media de las edades 11 y 12 para la edad 11+. En aras de la coherencia, la mortalidad natural así como los valores de madurez eran los mismos que los utilizados en el Ensayo 6 del VPA.

Se consideraron dos escenarios: (1) la situación actual, y (2) una situación en la que la regulación de talla mínima está perfectamente implementada. El segundo escenario se aproximó reduciendo un 50% de la F correspondiente a la edad 1 y asumiendo un valor F de 0 para la edad 0. Los resultados (**Figura 40**) mostraron una mejora mucho más optimista para la implementación de la talla mínima que los obtenidos en la evaluación anterior, y coherente además con algunos de los diferentes resultados de los modelos de producción, como el enfoque Bayesiano y ASPIC. A pesar de las incertidumbres en la reciente estimación de F , se consideró que la F actual se encuentra muy por debajo de F_{MAX} y $F_{0.1}$. La implementación perfecta de la regulación de talla mínima podría producir un incremento de YPR, por ejemplo, de casi un 3%, y de SPR en más del 28% en el actual nivel de F , si se adopta esta última acción.

Se llevaron también a cabo análisis de rendimiento por recluta multiarte utilizando el programa desarrollado por el Grupo de trabajo tropical de la IOTC. En el análisis se consideraron dos componentes de flota diferentes: (1) flotas que pescan peces de talla pequeña e incluyen todos los cerqueros de CE+cebo de Ghana+cercos de Ghana, y (2) flotas que pescan peces grandes e incluyen todos los palangres. Se obtuvieron mortalidades por pesca parciales a partir del vector F utilizado en el análisis de rendimiento por recluta utilizando la ratio de captura parcial. La **Tabla 27** muestra las entradas del análisis. Los resultados (**Figura 41**) eran muy optimistas respecto a los análisis previos. El YPR aumenta al identificar la F de las pesquerías de peces grandes sin cambiar la F de las pesquerías de peces pequeños.

3.8 Proyecciones

En los ensayos del modelo de evaluación de stock para la población del patudo del Atlántico parecía que la biomasa actual se encuentra cercana a la biomasa en RMS. En la mayoría de los ensayos, la tasa actual de mortalidad por pesca estimada (F) ha caído por debajo de F_{RMS} . Para evaluar la sensibilidad de los resultados de la proyección a la formulación y supuestos del modelo de evaluación de stock, se hicieron proyecciones utilizando algunos modelos de evaluación de stock diferentes. Estos modelos incluían el modelo ASPIC (versión 5.02), el modelo de diferencia retardada Deriso-Schnute (SCRS/2002/160) y el modelo de producción excedente Bayesiano. En estos modelos, la población se proyectaba hacia adelante, asumiendo las políticas de captura definidas en cada sección. Para todas las proyecciones, se asumió que la captura de 2003 era igual a la captura declarada en 2002.

Modelos de producción (ASPIC 5.02). Se ensayaron proyecciones de población con *bootstrap* utilizando el modelo ASPIC (ver el punto 3.5.1.1) con el índice combinado del Caso Base. La captura en 2003 se estableció como la captura declarada en 2002 (75.480 t) y a partir de ahí se desarrollaron políticas de captura constante de 60.000, 70.000, 75.000, 80.000, 90.000, y 100.000. La mediana de las trayectorias de abundancia aparece en la **Figura 42**. La mediana de las trayectorias de biomasa, así como los límites de confianza del 80% para cada política de captura constante aparecen en la **Figura 43**. Estas demuestran progresivamente más incertidumbre en la trayectoria de población proyectada a medida que se proyectan más hacia adelante. Las políticas de captura constante inferiores a 90.000 t tienen un 50% de posibilidades de incremento del stock. Estas políticas tienen menos posibilidades de descenso de abundancia. La política de captura constante de 100.000 t tiene también un 50% de posibilidades de que el stock permanezca por encima de B_{RMS} . Sin embargo, también tiene el 50% de posibilidades de un descenso en la abundancia.

Modelos de producción (modelo de producción excedente Bayesiano). El modelo de producción excedente Bayesiano utiliza una submuestra (5.000) de los muestreos por importancia (>20.000) para proyectar la dinámica de población en el futuro. Las proyecciones no incluyen error de proceso. B/B_{RMS} se proyectó hasta 2008 utilizando el ensayo del Caso Base. La captura total en 2003 se estimó en 75.480 t (el nivel de 2002) y en adelante, una captura constante de 65.000, 70.000, 75.000, 80.000, 90.000, 100.000 y 110.000 t. Los resultados se resumen en la **Figura 44**. En general, capturas de ≤ 90.000 t permiten a la población aumentar mientras que capturas de >100.000 t provocan que la población descienda.

Modelo de diferencia retardada. Se llevaron a cabo proyecciones deterministas que asumen que no existe variabilidad en el reclutamiento, utilizando el ensayo con la CPUE japonesa basada en el peso y combinada por edades (ver el punto 3.3). La **Figura 45** muestra la trayectoria de la biomasa hasta 2010 para cada escenario de captura constante. Las políticas de captura constante inferiores a 95.000 t provocan que la trayectoria de abundancia aumente por encima del nivel de biomasa en $F_{0,1}$. Una política de captura constante de 105.000 t produce un descenso del stock respecto al nivel actual.

Modelos estructurados por edad. Debido a restricciones de tiempo, no se hizo ninguna proyección futura mediante análisis estructurado por edad durante la evaluación de stock. Sin embargo, el Grupo de trabajo reconoció la limitación de las proyecciones de futuro realizadas a partir de modelos de producción y del modelo de diferencia retardada. Los resultados de las proyecciones de futuro a partir de estos modelos son fiables únicamente para un periodo de tiempo muy limitado. Con el fin de investigar las tendencias del stock a largo plazo bajo diferentes escenarios de captura futura, el Grupo de trabajo espera que en la próxima evaluación de stock la proyección de futuro se haga utilizando el modelo estructurado por edad.

3.9 Principales incertidumbres

Se examinó la situación del stock utilizando modelos de producción excedente (PRODFIT, ASPIC y BSP) y modelos estructurados por talla-edad (de diferencia retardada, ELBUEY, VPA-2Box y MULTIFAN-CL). Este enfoque a través de varios modelos proporciona una visión de la situación del stock a través de diversas lentes, que permite a la variedad de resultados capturar no sólo la incertidumbre en la estimación dentro de un modelo, sino también aspectos igualmente importantes de la incertidumbre del modelo. En general, los resultados de los diferentes modelos concuerdan, indicando una tendencia descendente en la biomasa del stock y una tendencia alcista en la tasa de mortalidad por pesca a lo largo de los varios periodos de evaluación. Cabe señalar, sin embargo, que las limitaciones de tiempo durante la reunión impidieron un examen completo y detallado de la incertidumbre asociada con los modelos estructurados por talla-edad. Además, dado que la estimación de los puntos de referencia de ordenación habituales (por ejemplo, $F_{0,1}$ y F_{MAX}) depende de los resultados de los

modelos estructurados por edad, la limitación de tiempo mencionada provoca incertidumbre adicional que se transmite a las recomendaciones de ordenación para el patudo.

Los datos básicos de pesquerías y los análisis de valor añadido de estos datos llevados a cabo antes de la reunión (por ejemplo el desarrollo de índices de abundancia mediante análisis de estandarización de la CPUE) sirven como base para los resultados de la modelación y el asesoramiento respecto a ordenación. La falta de índices de abundancia fiables para el patudo joven es especialmente significativa. Sin tales índices, siempre existirá gran incertidumbre respecto a la fuerza del reclutamiento en los últimos años del periodo de evaluación. Al juntarla con el desfase de 3 años entre el fin del periodo de evaluación (2002) y el primer año de ordenación en que pueden utilizarse los resultados de la evaluación (2005), la gran incertidumbre en el reclutamiento “reciente” en la evaluación provoca una gran incertidumbre respecto a la mayoría de las edades en la pesquería de 2005. Otras limitaciones basadas en los datos y que contribuyen a una incertidumbre adicional y no cuantificable en los resultados de la evaluación incluyen: (1) la composición por especies de la captura de las pesquerías de Ghana que se dirigen a los túnidos tropicales y (2) las capturas y otros datos de pesquerías de los barcos IUU.

La magnitud de la mortalidad natural y cómo varía con la edad continúa siendo la mayor fuente de incertidumbre (SCRS/2004/061).

4. Factores medioambientales

El comportamiento vertical del patudo y la dinámica de temperatura interna como una función de la profundidad de la capa de forraje y el perfil vertical termal aparecen descritos en el documento SCRS/2004/060. Se asume que ambos factores medioambientales son los más importantes a tener en cuenta. Las simulaciones demuestran la importancia del perfil termal al cambiar cualitativamente y cuantitativamente el comportamiento vertical del patudo. Las aguas muy termalmente estructuradas producen frecuentes alternancias de los movimientos verticales ascendentes y descendentes del patudo cuando la baja estructura termal permite a los peces permanecer en la parte más profunda de la capa superficial del mar todo el día. La temperatura es un factor crucial. Sin embargo, es probable que otros factores medioambientales sean también importantes y no deben ser olvidados. Por ejemplo, el perfil de oxígeno puede ser determinante en el caso en que niveles de oxígeno muy bajos (Brill, 1994) impiden al patudo alcanzar la parte más profunda de la capa de forraje. En zonas pobres en oxígeno, el oxígeno debe ser incorporado en futuras aplicaciones del modelo. La termorregulación del patudo tiene, como mínimo, dos componentes interdependientes. El primero es la capacidad fisiológica del patudo de modificar la tasa de intercambio de calor entre su cuerpo y el agua ambiental. El segundo es su capacidad de adaptar sus movimientos verticales en la columna de agua y que producen el típico patrón de distribución vertical que se observa en esta especie. Por último, el hecho de que los movimientos verticales del patudo dependan de la talla explica la selectividad dependiente de la talla de los artes de pesca de túnidos: los cerqueros capturan principalmente patudo pequeño en aguas superficiales mientras que los palangreros capturan fundamentalmente patudos grandes en aguas más profundas (SCRS/2004/060).

No obstante, debe señalarse que, en realidad, es probable que haya otros muchos factores en juego que no son tenidos en cuenta, como por ejemplo la presencia de DCP, que probablemente modifica el comportamiento vertical del patudo y provoca distribuciones diurnas en la subsuperficie (Schaefer y Fuller, 2002).

El SCRS/2004/132 presenta la CPUE del palangre japonés sobre el patudo en el Atlántico, estandarizada mediante un GLM (supuesto de error lognormal), actualizada utilizando los últimos datos de captura y esfuerzo y de captura por clases de talla. Por primera vez, la temperatura de la superficie del mar (SST) y la profundidad de la capa mixta (MLD) se han incorporado como variables medioambientales.

5. Efecto de las regulaciones actuales

5.1 Eficacia de las recomendaciones actuales sobre talla mínima

La *Recomendación de ICCAT sobre un límite de talla para el patudo* de 1979 [Ref. 79-01] que establecía una talla mínima de 3,2 Kg. para el patudo del Atlántico con una tolerancia del 15%, tenía como objetivo reforzar una regulación de talla mínima para el rabil. Al mismo tiempo, para el patudo, que es una especie de relativa larga vida, la talla de primera captura que teóricamente maximizaría el rendimiento por recluta se encuentra por encima de 3,2 Kg. Posteriormente, y dado que la tasa de explotación del stock ha aumentado, la implementación de esta Recomendación podría haber reducido la mortalidad por pesca de los juveniles ayudando así a evitar la

sobrepesca de crecimiento y, a largo plazo, evitando la sobrepesca de reclutamiento. Sin embargo, esta medida nunca ha sido eficaz debido, en gran medida, a las características del arte de cerco y sus operaciones, la principal fuente de esfuerzo pesquero sobre los juveniles. Para el cerco, la proporción de juveniles en la captura total siempre ha sido elevada, independientemente de la captura total (**Figura 46**).

La composición por tallas de las capturas es el resultado de dos factores relacionados: las características físicas/técnicas del arte y la forma en que se cala (cuándo, dónde y cómo). Actualmente, no es posible alterar el primer factor para los cerqueros. Por lo tanto, debería producirse una reducción en la mortalidad por pesca de los juveniles de patudo debida al cerco a través de la implementación de medidas que afecten a la forma en que se llevan a cabo las operaciones de cerco, por ejemplo, mediante vedas espacio-temporales en las zonas donde hay juveniles (lo que intenta la moratoria). Además, los lances de cerco dirigidos a los túnidos tropicales son multiespecíficos y cualquier cambio en la forma en que se llevan a cabo las operaciones que pudiera reducir la captura de patudo juvenil afectaría a la captura de otras especies como el listado.

En la situación actual del patudo del Atlántico, en la que se recomiendan reducciones de la mortalidad por pesca, especialmente de los juveniles, y en la que el principal componente de la mortalidad por pesca de los juveniles procede de artes como el cerco, cualquier medida basada en controles de captura o esfuerzo, como la moratoria, sería más eficaz para reducir la mortalidad de los juveniles. La implementación de tales medidas alternativas de ordenación podría mejorar el patrón global de explotación y por consiguiente beneficiar al stock (**Figura 47**).

5.2 Otras regulaciones

El Grupo de trabajo no evaluó el efecto de otras regulaciones activas sobre el patudo del Atlántico.

6. Recomendaciones

6.1 Estadísticas

- Continuar el muestreo en puerto de las pesquerías de Ghana (cerco y cebo vivo) y facilitar una mejor captura por especie. Verificar la composición por especies histórica y corregir, si es necesario, incorporando estos datos de muestreo.
- Faltan aún datos de talla de muchas pesquerías. Todos los países que capturan esta especie deberían desarrollar un muestreo de tallas al nivel pertinente y presentar sus resultados a ICCAT.

6.2 Investigación

- En general, los índices de abundancia disponibles siguen siendo limitados. Todos los países que desarrollan pesquerías para esta especie deben facilitar información detallada sobre las prácticas de pesca para que puedan desarrollarse más índices y utilizarlos en la siguiente evaluación.
- Los índices de abundancia para las edades más jóvenes son necesarios para realizar un seguimiento de la tendencia en el reclutamiento, especialmente de los años más recientes. Se insta a los científicos a desarrollar un índice de abundancia de estas pesquerías.
- Obtener ojivas de madurez y frecuencias de desove para definir mejor la información sobre la biomasa del stock reproductor.
- Continuar el marcado electrónico para obtener movimientos más detallados.
- Continuar y refinar la aplicación de un modelo integrado de evaluación de stock para esta especie. Los científicos deberán cooperar entre sí y facilitar el intercambio de datos necesario para ello. En este punto, los datos de marcado histórico (liberación y recuperación) deben ser verificados para asignar el área y la pesquería tal y como se definen en el modelo para el que las marcas fueron liberadas y recuperadas.
- Desarrollar índices de abundancia basados en el hábitat que puedan reflejar la abundancia mejor que los índices que se utilizan actualmente.

7. Otros asuntos

El Grupo de trabajo señaló que la *Resolución de ICCAT respecto a mejorar la recogida de datos y garantizar su calidad* [Ref. 03-21] de 2003 instaba al SCRS a desarrollar un plan para reinstituir el muestreo en puerto de ICCAT, incluyendo costes estimados. Dado que no había tiempo suficiente para discutir este tema con el detalle necesario para facilitar asesoramiento útil al SCRS, el Grupo decidió que debería ser discutido durante la Reunión de septiembre de 2004 del Grupo de especies tropicales.

8. Adopción del informe y clausura

El informe fue adoptado por el Grupo de trabajo. El Presidente agradeció a los participantes y a la Secretaría el trabajo desarrollado y la reunión fue clausurada.

Referencias

- ALVES, A., P. Barros, M.R. Pinho. 2002. Age and growth of bigeye tuna *Thunnus obesus* from Madeira using vertebrae. Fish. Res. 54, 389-393.
- BRILL R.W., 1994. A review of temperature and oxygen tolerance studies of tunas pertinent to fisheries oceanography, movement models and stock assessments. Fish. Oceanogr. 3: 204-216.
- QUINN, T.J., R.B. Deriso. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, NY.
- SCHAEFER K.M., D.W. Fuller, 2002. Movements, behavior, and habitat selection of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern equatorial Pacific, ascertained through archival tags. Fish. Bull. 100:765-788 (2002).
- MIYAKE, P.M. In press. Review of longline fleet capacity of the world. FAO Fisheries Technical Paper, Rome, FAO.

TABLEAUX

Tableau 1. Prises nominales estimées (t) de thon obèse par engin et pavillon principaux, 1950 à 2003.

Tableau 1 suite (1978-2003).

Tableau 2. Substitution utilisée pour créer la prise par taille.

Tableau 3. Tailles de coupe (cm) par trimestre de l'année pour la conversion de la prise par taille en prise par âge.

Tableau 4. Prise par âge convertie à partir de la prise par taille.

Tableau 5. Indices de biomasse du thon obèse disponibles utilisés dans l'évaluation pour l'indice de base combiné. L'indice combiné a été estimé à l'aide d'un GLM pondéré par la proportion annuelle de la capture de chaque pêcherie par rapport à la capture palangrière totale de thon obèse.

Tableau 6. Indices disponibles de la CPUE standardisée du thon obèse en nombres de poissons, regroupée par âge.

Tableau 7. Comparaison de deux courbes de croissance (von Bertalanffy) pour le thon obèse de l'Atlantique.

Tableau 8. Résumé des résultats de l'analyse par ASPIC.

Tableau 9. Résultats de l'ajustement du modèle de production généralisée ASPIC.

Tableau 10. Points de référence estimés avec PRODFID (indice combiné).

Tableau 11. Points de référence estimés avec PRODFIT (en utilisant l'indice palangrier japonais de la zone centrale) par rapport à l'évaluation antérieure (2002, entre parenthèses).

Tableau 12. Valeurs d'entrée pour les quatre passages du modèle de production excédentaire bayésien. Voir manuel d'utilisateurs BSP 1.0 (McAllister et Babcock 2004) pour obtenir une description complète des noms de variables. Les variables d'entrée non énumérées n'étaient pas applicables à ces passages et ont été fixées comme égales à zéro.

Tableau 13. Points de référence de gestion estimés par le modèle de production excédentaire bayésien pour le cas de base et trois passages de sensibilité.

Tableau 14. Spécifications pour les analyses de sensibilité menées avec le modèle à différences retardées.

Tableau 15. Résultats des analyses de sensibilité menées avec le modèle à différences retardées.

Tableau 16. Valeurs d'entrée et résultats pour le passage DDRUN1 du modèle à différences retardées.

Tableau 17. Spécifications pour les divers passages réalisés avec VPA-2Box, qui sont différents des évaluations antérieures.

Tableau 18. Statistiques résumées de VPA.

Tableau 19. Estimations du taux de mortalité par pêche (Passage 6).

Tableau 20. Estimations de l'abondance au début de l'année (Passage 6).

Tableau 21. Paramètres d'entrée utilisés dans ELBUEY.

Tableau 22. Sélectivités par âge pour chaque décennie, telles qu'utilisées dans ELBUEY.

Tableau 23. Résultats de l'analyse ELBUEY réalisée avec l'indice palangrier combiné de l'abondance.

Tableau 24. Résumé des résultats obtenus à partir de différents passages MULTIFAN-CL.

Tableau 25. Comparaison des matrices de prise par âge obtenues du Passage 3 de MULTIFAN-CL avec celles obtenues en découpant les données extrapolées de prise par taille.

Tableau 26. Vecteur de mortalité naturelle, poids par âge, maturité par âge et taux de mortalité par pêche utilisés comme valeurs d'entrée dans l'analyse de production par recrutement. Les taux de mortalité par pêche reflétés dans les deux scénarios ont tenu compte de la situation actuelle et de la mise en œuvre intégrale de la réglementation de taille minimum.

Tableau 27. Vecteur de mortalité naturelle, poids par âge dans la capture et taux de mortalité par pêche utilisés comme valeurs d'entrée dans l'analyse multi-engins de production par recrutement.

TABLAS

Tabla 1. Capturas nominales estimadas (t) de patudo por arte y bandera principales, 1950 a 2003.

Tabla 2. Sustitución utilizada para crear la captura por talla.

Tabla 3. Longitudes de corte (cm) por trimestre del año para convertir la captura por talla en captura por edad.

Tabla 4. Captura por edad convertida a partir de captura por talla.

Tabla 5. Índices disponibles de biomasa de patudo utilizados en la evaluación para el índice combinado. El índice combinado fue estimado utilizando un GLM ponderado por la proporción anual de captura de cada pesquería respecto a la captura total de palangre de patudo.

Tabla 6. Índices estandarizados de CPUE de patudo disponibles en número de peces, agregados por edad.

Tabla 7. Comparación de dos curvas de crecimiento (von Bertalanffy) para el patudo del Atlántico.

Tabla 8. Resumen de los resultados de los análisis de ASPIC.

Tabla 9. Resultados del ajuste del modelo de producción generalizado ASPIC.

Tabla 10. Puntos de referencia estimados con PRODFIT (índice combinado).

Tabla 11. Puntos de referencia estimados con PRODFIT (utilizando el índice japonés de palangre de la zona central) comparado con la evaluación anterior (2002, entre paréntesis).

Tabla 12. Entrada de los cuatro ensayos del modelo de producción excedente Bayesiano. Ver el Manual del Usuario de BSP 1.0 (McAllister y Babcock 2004) para una descripción completa de los nombres de las variables. Las variables de entrada no enumeradas no eran aplicables a estos ensayos y se establecieron en cero.

Tabla 13. Puntos de referencia de ordenación estimados por el modelo de producción excedente Bayesiano para el caso base y tres ensayos de sensibilidad.

Tabla 14. Especificaciones para los análisis de sensibilidad realizados con el modelo de diferencia retardada.

Tabla 15. Resultados de los análisis de sensibilidad realizados con el modelo de diferencia retardada.

Tabla 16. Entradas y salidas para el ensayo DDRUN1 del modelo de diferencia retardada.

Tabla 17. Especificaciones para los diversos ensayos realizados con VPA-2Box, que son diferentes de evaluaciones anteriores.

Tabla 18. Estadísticas resumidas de VPA.

Tabla 19. Estimaciones de la tasa de mortalidad por pesca (Ensayo 6).

Tabla 20. Abundancia en las estimaciones del principio de año (Ensayo 6).

Tabla 21. Parámetros de entrada utilizados en ELBUEY.

Tabla 22. Selectividades por edad para cada década, tal y como se usaron en ELBUEY.

Tabla 23. Resultados de los análisis ELBUEY llevados a cabo con el índice de abundancia combinado de palangre.

Tabla 24. Resumen de los resultados obtenidos a partir de diferentes ensayos MULTIFAN-CL.

Tabla 25. Comparación de las matrices de captura por edad obtenidas a partir del Ensayo 3 de MULTIFAN-CL y las obtenidas aplicando el procedimiento de filo de cuchillo a los datos extrapolados de captura por talla.

Tabla 26. Vector de mortalidad natural, peso por edad en la captura, madurez por edad y tasas de mortalidad por pesca utilizadas como entradas en los análisis de rendimiento por recluta. Las tasas de mortalidad por pesca que reflejan los dos escenarios consideraban la situación actual y implementación plena de la regulación de talla mínima.

Tabla 27. Vector de mortalidad natural, peso por edad en la captura, y tasas de mortalidad por pesca utilizadas como entradas en los análisis de rendimiento por recluta multiarte.

FIGURES

Figure 1. Distribution géographique des prises de thon obèse des principales pêcheries thonières (1950-2002).

Figure 2. Débarquements cumulés (t) (1950-2002) du thon obèse de l'Atlantique par engin : palangre (LL), canne et moulinet (BB), senne (PS), et autres pêcheries de surface (Surf).

Figure 3. Indice combiné (biomasse) utilisé dans l'évaluation du cas de base et indices de biomasse d'entrée. Les séries portées sur le diagramme sont ajustées à leur moyenne pour les années de chevauchement 1987-2002.

Figure 4. Indices combinés (biomasse) utilisés pour les analyses de sensibilité et indices d'entrée. Les séries portées sur le diagramme sont ajustées à leur moyenne pour les années de chevauchement 1987-2002.

Figure 5. Indices spécifiques de l'âge pour le thon obèse de la pêcherie palangrière japonaise dans la zone centrale.

Figure 6. Indices regroupés par âge en nombres de poissons pour le thon obèse. Les séries portées sur le diagramme sont ajustées à leur moyenne pour les années de chevauchement 1987-2002.

Figure 7. Comparaison de deux courbes de croissance (au début de l'année) pour le thon obèse de l'Atlantique.

Figure 8. Résultats du passage ASPIC du Cas de base (en haut à gauche : B-ratio avec bootstrap C.L. de 80% ; en bas à gauche : F-ratio avec C.L. de 80% ; en haut à droite : B-ratio et F-ratio ; et en bas à droite : trajectoire de CPUE).

Figure 9. Ajustements des modèles PRODFIT obtenus d'après le modèle Fox ($m=1$) et $k=5$ pour les séries de données 1961-2002.

Figure 10. Résultats du modèle BSP du Cas de base : biomasse annuelle estimée avec intervalles de confiance de 80% (en haut à gauche, lignes en pointillés) ; estimation de la mortalité annuelle par pêche avec intervalles de confiance de 80% (en haut à droite) ; estimations annuelles de B/B_{PME} et F/F_{PME} avec intervalles de confiance de 80% (en bas à gauche); et ajustement à la série de CPUE (en bas à droite).

Figure 11. Résultats des passages de sensibilité du modèle BSP : estimation de la biomasse annuelle (en haut à gauche) ; estimation de la mortalité annuelle par pêche (en haut à droite) ; estimations annuelles de B/B_{PME} (en bas à gauche); et estimations annuelles de F/F_{PME} (en bas à droite).

Figure 12. Résultats sélectionnés du modèle à différences retardées pour le Passage 1.

Figure 13. Production en conditions d'équilibre obtenue du modèle à différences retardées pour le Passage 1 et captures annuelles.

Figure 14. Estimations de la biomasse du stock reproducteur à partir du Passage 6 du modèle VPA-2BOX.

Figure 15. Recrutement estimé à partir du Passage 6 du modèle VPA-2BOX.

Figure 16a. Taux de mortalité par pêche estimés à partir du Passage 6 du modèle VPA-2BOX (âges 0-4).

Figure 16b. Taux de mortalité par pêche estimés à partir du Passage 6 du modèle VPA-2BOX (âges 5-7+).

Figure 17. Observations et prévisions de l'indice de la CPUE palangrière du Taïpei chinois pour le Passage 6 du modèle VPA-2BOX.

Figure 18. Observations et prévisions de l'indice de la CPUE palangrière des Etats-Unis pour le Passage 6 du modèle VPA-2BOX.

Figure 19. Observations et prévisions de l'indice regroupé par âge de la CPUE palangrière japonaise pour le Passage 6 du modèle VPA-2BOX.

Figure 20. Estimations du F-ratio à partir du Passage 6 du modèle VPA-2BOX.

Figure 21. Estimations de l'abondance (en début d'année) à partir du Passage 6 du modèle VPA-2BOX.

Figure 22. Estimations de la biomasse du stock reproducteur à partir du Passage 8 du modèle VPA-2BOX.

Figure 23. Estimations du recrutement à partir du Passage 8 du modèle VPA-2BOX.

Figure 24a. Estimations du taux de mortalité par pêche à partir du Passage 8 du modèle VPA-2BOX (âges 0-4).

Figure 24b. Estimations du taux de mortalité par pêche à partir du Passage 8 du modèle VPA-2BOX (âges 5-7+).

Figure 25. Observations et prévisions de l'indice de la CPUE palangrière du Taïpei chinois pour le Passage 8 du modèle VPA-2BOX.

Figure 26. Observations et prévisions de l'indice de la CPUE palangrière des Etats-Unis pour le Passage 8 du modèle VPA-2BOX.

Figure 27. Observations et prévisions de l'indice regroupé par âge de la CPUE palangrière japonaise pour le Passage 8 du modèle VPA-2BOX.

Figure 28. Estimations du F-ratio à partir du Passage 8 du modèle VPA-2BOX.

Figure 29. Analyse rétrospective des configurations dans la biomasse du stock reproducteur pour le Passage 6 du modèle VPA-2BOX.

Figure 30. Analyse rétrospective des configurations dans le recrutement pour le Passage 6 du modèle VPA-2BOX.

Figure 31 (gauche). Ajustement du modèle ELBUEY aux séries de CPUE.

Figure 32 (droite). Abondances estimées par ELBUEY par âge. L'âge 0 est situé au sommet.

Figure 33. Trajectoire de biomasse prédite par ELBUEY.

Figure 34. Biomasse du stock reproducteur estimée par ELBUEY en 1.000 t.

Figure 35. Taux de mortalité par pêche totale ELBUEY (estimés comme la moyenne pondérée de F_s partiel) par année.

Figure 36a. Tendances estimées du recrutement et de la biomasse du stock reproducteur pour différents passages de MULTIFAN-CL.

Figure 36b. Tendances estimées par rapport aux niveaux de la PME pour la biomasse du stock reproducteur, la biomasse totale et la mortalité par pêche pour différents passages de MULTIFAN-CL.

Figure 36c (gauche). Rapport entre la production en conditions d'équilibre et un multiplicateur de mortalité par pêche pour différents passages de MULTIFAN-CL.

Figure 37a (ci-dessous). Résultats du Passage 3 de MULTIFAN-CL. De haut en bas, de gauche à droite : (i) mortalité naturelle ; (ii) longueurs moyennes ± 1 S.D.; (iii) sélectivité par âge pour les pêcheries de senneurs ; (iv) sélectivité par âge pour les pêcheries de canneurs ; (v) sélectivité par âge pour les pêcheries palangrières ; (vi) mortalité par pêche pour divers groupes d'âge ; (vii) taux de transmission de marques par pêcherie ; (viii) observations et prévisions du nombre agrégé de récupérations de marques par temps passé en liberté.

Figure 37b. Résultats du Passage 3 de MULTIFAN-CL. Déviations de capturabilité estimées par pêcherie (les pêcheries 1 à 14 sont présentées de haut en bas, de droite à gauche).

Figure 37c. Résultats du Passage 3 de MULTIFAN-CL. Ajustements de la fréquence de taille globale par pêcherie.

Figure 38. Comparaison entre la prise par âge estimée à partir du Passage 3 de MULTIFAN-CL et le découpage de la prise par taille extrapolée.

Figure 39. Impact cumulatif des engins de palangre et de surface estimé à partir du Passage 3 de MULTIFAN-CL. La ligne inférieure représente la tendance de la SSB du Passage 3. La ligne supérieure est une projection postulant l'absence de pêcheries. Les deux lignes du milieu postulent l'absence de pêcheries palangrières ou de surface (senneurs et canneurs).

Figure 40. Résultat de la production par recrutement et de la reproduction par recrutement pour le thon obèse avec deux sélectivités différentes (sélectivités actuelles et une sélectivité dans laquelle la taille minimum réglementaire de 3,2 kg est intégralement respectée (courbes supérieures fines). Les lignes verticales avec une flèche indiquent $F_{30\%SPR}$, les lignes en pointillés correspondent à F_{max} et $F_{0.1}$ et les lignes continues correspondent à la situation actuelle.

Figure 41. Résultats de l'analyse multi-engins de production par recrutement illustrant la situation de 2002. La pêcherie de gros poissons (axe des abscisses) et la pêcherie de petits poissons (axe des ordonnées) correspondent respectivement à la pêcherie palangrière.

Figure 42. Médiane des trajectoires des passages de projections dans le futur. Celle-ci est basée sur le passage ASPIC avec un indice de poids combiné. On postule que la capture de 2003 est identique à celle déclarée en 2002.

Figure 43. Médiane des trajectoires de biomasse et limites de confiance de 80% estimées d'après les passages ASPIC avec différentes politiques de prises constantes futures. L'indice combiné (biomasse) a été utilisé dans ce passage ASPIC. On postule que la capture de 2003 est identique à celle déclarée en 2002.

Figure 44. Estimation de B/B_{PME} à partir du Cas de base du modèle bayésien de production excédentaire avec une projection de B/B_{PME} jusqu'à 2008 à divers niveaux de prise constante dans une fourchette de 60.000 t à 110.000 t. Les lignes en pointillés sont les intervalles de confiance de 80%.

Figure 45. Trajectoires estimées du passage du modèle à différences retardées avec une projection dans le futur postulant diverses politiques de prises constantes. La CPUE utilisée dans ce passage était l'indice combiné (biomasse) par âge de la palangre japonaise. On postule que la capture de 2003 est identique à celle déclarée en 2002.

Figure 46. Nombre et proportion des thons obèses juvéniles dans la prise totale.

Figure 47. Effet de la mise en oeuvre du moratoire sur la réduction de la mortalité par pêche des juvéniles.

FIGURAS

Figura 1. Distribución geográfica de la captura de patudo del Atlántico por principal pesquerías de túnidos (1950-2002).

Figura 2. Desembarques acumulados (t) en 1950-2002 de patudo del Atlántico por arte: palangre (LL), cebo vivo (BB), cerco (PS), y otras pesquerías de superficie (Surf).

Figura 3. Índice combinado (biomasa) utilizado en la evaluación del Caso Base e índices de biomasa de entrada. Las series trazadas se hicieron relativas respecto a sus medias para los años de solapamiento 1987-2002.

Figura 4. Índices combinados (biomasa) utilizados en los análisis de sensibilidad e índices de entrada. Las series trazadas se hicieron relativas respecto a sus medias para los años de solapamiento 1987-2002.

Figura 5. Índices específicos de la edad para el patudo a partir de la pesquería japonesa de palangre en la zona central.

Figura 6. Índices agregados por edad en número de peces para el patudo. Las series trazadas se hicieron relativas respecto a sus medias para los años de solapamiento 1987-2002.

Figura 7. Comparación de dos curvas de crecimiento (al comienzo de año) para el patudo del Atlántico.

Figura 8. Resultados del ensayo ASPIC del Caso Base (arriba izquierda: B-ratio con 80% bootstrap C.L.; abajo izquierda: F-ratio con 80% C.L.; arriba derecha: B-ratio y F-ratio; y abajo derecha: trayectoria de CPUE).

Figura 9. Ajustes de modelos PRODFIT obtenidos a partir del modelo Fox ($m=1$) y $k=5$ para la serie de datos de 1961-2002.

Figura 10. Resultados del modelo BSP del Caso Base: biomasa anual estimada con intervalos de confianza del 80% (arriba izquierda, línea de puntos); mortalidad por pesca anual estimada con CI del 80% (arriba derecha); estimaciones anuales de B/B_{MSY} y F/F_{MSY} CI del 80% (abajo izquierda); y el ajuste a la serie de CPUE (abajo derecha).

Figura 11. Resultados de los ensayos de sensibilidad del modelo BSP: biomasa anual estimada (arriba izquierda); mortalidad por pesca anual estimada (arriba derecha); estimaciones anuales de B/B_{MSY} (abajo izquierda); y estimaciones anuales de F/F_{MSY} (abajo derecha).

Figura 12. Resultados seleccionados del DD Ensayo 1 del modelo de diferencia retardada.

Figura 13. Rendimiento en equilibrio obtenido del DD Ensayo 1 del modelo de diferencia retardada y las capturas anuales.

Figura 14. Estimaciones de la biomasa del stock reproductor a partir del Ensayo 6 del modelo VPA-2BOX.

Figura 15. Estimaciones de reclutamiento a partir del Ensayo 6 del modelo VPA-2BOX.

Figura 16a. Estimaciones de la tasa de mortalidad por pesca a partir del Ensayo 6 del modelo VPA-2BOX (edades 0-4).

Figura 16b. Estimaciones de la tasa de mortalidad por pesca a partir del Ensayo 6 del modelo VPA-2BOX (edades 5-7+).

Figura 17. Índice de CPUE de palangre de Taipei Chino observado y previsto para el Ensayo 6 del modelo VPA-2BOX.

Figura 18. Índice de CPUE de palangre de Estados Unidos observado y previsto para el Ensayo 6 del modelo VPA-2BOX.

Figura 19. Índice, agregado por edad, de CPUE de palangre de Japón observado y previsto para el Ensayo 6 del modelo VPA-2BOX.

Figura 20. Estimaciones de F-ratio a partir del Ensayo 6 del modelo VPA-2BOX.

Figura 21. Estimaciones de abundancia (principios de año) a partir del Ensayo 6 del modelo VPA-2BOX.

Figura 22. Estimaciones de la biomasa del stock reproductor a partir del Ensayo 8 del modelo VPA-2BOX.

Figura 23. Estimaciones de reclutamiento a partir del Ensayo 8 del modelo VPA-2BOX.

Figura 24a: Estimaciones de la tasa de mortalidad por pesca a partir del Ensayo 8 del modelo VPA-2BOX (edades 0-4).

Figura 24b: Estimaciones de la tasa de mortalidad por pesca a partir del Ensayo 8 del modelo VPA-2BOX (edades 5-7+).

Figura 25. Índice de CPUE de palangre de Taipei Chino observado y previsto para el Ensayo 8 del modelo VPA-2BOX.

Figura 26. Índice de CPUE de palangre de Estados Unidos observado y previsto para el Ensayo 8 del modelo VPA-2BOX.

Figura 27. Índice, agregado por edad, de CPUE de palangre de Japón observado y previsto para el Ensayo 8 del modelo VPA-2BOX.

Figura 28. Estimaciones de F-ratio a partir del Ensayo 8 del modelo VPA-2BOX.

Figura 29. Patrón retrospectivo en la biomasa del stock reproductor para el Ensayo 6 del modelo VPA-2BOX.

Figura 30. Patrón retrospectivo en el reclutamiento para el Ensayo 6 del modelo VPA-2BOX.

Figura 31 (izquierda). Ajuste del modelo ELBUEY a la serie de CPUE.

Figura 32 (derecha). Abundancias estimadas ELBUEY por edad. La edad 0 está situada arriba.

Figura 33. Trayectoria de biomasa prevista por ELBUEY.

Figura 34. Biomasa del stock reproductor estimada por ELBUEY en 1000 t

Figura 35. Tasas de mortalidad por pesca totales ELBUEY (estimadas como la media ponderada de F_s parcial) por año.

Figura 36a. Tendencias estimadas en el reclutamiento y en la biomasa del stock reproductor para diferentes ensayos de MULTIFAN-CL.

Figura 36b. Tendencias estimadas relativas a niveles de RMS para la biomasa del stock reproductor, biomasa total y mortalidad por pesca para diferentes ensayos de MULTIFAN-CL.

Figura 36c (izquierda). Relaciones entre el rendimiento en equilibrio y el multiplicador de mortalidad por pesca para diferentes ensayos de MULTIFAN-CL.

Figura 37a (abajo). Resultados del Ensayo 3 de MULTIFAN-CL. De abajo a arriba, izquierda a derecha: (i) mortalidad natural; (ii) longitudes medias ± 1 S.D.; (iii) selectividad por edad para las pesquerías de cerco; (iv) selectividad por edad para las pesquerías de cebo vivo; (v) selectividad por edad para las pesquerías de palangre; (vi) mortalidad por pesca para diversos grupos de edad; (vii) tasas de comunicación de marcas por pesquería; (viii) número agregado de devoluciones de marcas observadas y previstas por tiempo en libertad.

Figura 37b. Resultados del Ensayo 3 de MULTIFAN-CL. Desviaciones estimadas de capturabilidad por pesquería (se presentan las pesquerías 1 a 14 de abajo a arriba, de derecha a izquierda).

Figura 37c. Resultados del Ensayo 3 de MULTIFAN-CL. Ajustes globales de frecuencia de tallas por pesquería.

Figura 38. Comparación entre la captura por edad estimada a partir del Ensayo 3 de MULTIFAN-CL y el procedimiento de corte de cuchillo de la captura por talla extrapolada.

Figura 39. Impacto acumulativo de los artes de superficie y de palangre estimado a partir del Ensayo 3 de MULTIFAN-CL. La línea inferior es la tendencia en la SSB a partir del Ensayo 3. La línea superior es una proyección en la que se asume que no hay ninguna pesquería. Las dos líneas en el medio asumen que no existe ninguna pesquería de palangre, o ninguna pesquería de superficie (cerco y cebo vivo).

Figura 40. Resultados de rendimiento por recluta y reproductor por recluta para el patudo con dos selectividades diferentes (la selectividad actual y una selectividad que cumple plenamente la regulación de talla mínima (curvas superiores más finas)). Las líneas verticales con una flecha indican $F_{30\%SPR}$, las líneas de guiones corresponden a F_{max} y $F_{0.1}$ y la línea sólida corresponde a la situación actual.

Figura 41. Resultados de los análisis de rendimiento por recluta multiarte que reflejan la situación de 2002. La pesquería de peces grandes (eje X) y la pesquería de peces pequeños (eje Y) correspondientes a la pesquería de palangre, respectivamente.

Figura 42. Mediana de las trayectorias de los ensayos de proyección en el futuro. Basadas en el ensayo ASPIC con índice ponderado combinado. Se asume que la captura en 2003 es la misma que la captura declarada en 2002.

Figura 43. Mediana de las trayectorias de biomasa así como límites de confianza del 80%, estimados a partir de ensayos de ASPIC con diferentes políticas futuras de captura constante. En el ensayo de ASPIC se utilizó el índice combinado (biomasa). Se asume que la captura de 2003 es la misma que la captura declarada en 2002.

Figura 44. Estimación de B/B_{RMS} a partir del Caso Base del modelo de proyección excedente bayesiano con una proyección de B/B_{RMS} . Hasta 2008 en diversos niveles de captura constante que oscilan entre 60.000 y 110.000 t. Las líneas de puntos son los intervalos de confianza del 80%.

Figura 45. Trayectorias estimadas del ensayo del modelo de diferencia retardada con proyecciones futuras que asumen diversas políticas de captura constante. La CPUE utilizada en este ensayo en particular fue el índice combinado (biomasa) por edad del palangre japonés. Se asume que la captura de 2003 es la misma que la captura declarada en 2002.

Figura 46. Números y proporción de patudos juveniles en la captura total.

Figura 47. Efecto de la implementación de la moratoria en la reducción de la mortalidad por pesca de juveniles.

APPENDICES

Appendice 1 : Ordre du jour

Appendice 2 : Liste des participants

Appendice 3 : Liste des documents

Appendice 4 : Détails sur la description des pêcheries de thon obèse de l'Atlantique

Appendice 5 : Détails sur l'application de MULTIFAN-CL au thon obèse

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día

Apéndice 2. Lista de participantes

Apéndice 3. Lista de documentos

Apéndice 4. Detalles sobre la descripción de las pesquerías de patudo del Atlántico

Apéndice 5. Detalles sobre la aplicación de MULTIFAN-CL al patudo

Table 1. Estimated nominal catches (t) of bigeye tuna by major gear and flag, 1950 to 2003.

	1950	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	
BET Total	808	1651	2018	2951	2932	4808	2769	8720	4290	7732	9087	17012	23065	25985	23489	39234	25057	25028	23726	36746	42297	55774	47170	56976	64069	61301	45302	54880	
Bait boat	808	1651	2018	2951	2932	4808	2769	8266	3837	6254	6127	5805	7112	10927	5698	9822	5320	11434	3792	9770	10518	11846	9304	13620	17922	14651	9939	12758	
Longline	0	0	0	0	0	0	0	454	453	1478	2960	11207	15953	15058	17791	29412	19717	13502	19498	24006	28390	39812	33176	38438	39511	41347	27847	29531	
Other Surf.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	449	716	
Purse seine	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	92	436	2970	3389	4116	4690	4918	6636	5303	7067	11875	
ARGENTINA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	56	163	213	235	187	400	200	75	347	200	100	44	0	25	18	95	176	84	
BARBADOS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
BENIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
BRAZIL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37	28	70	197	181	678	1183	
CAMBODIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	0	
CANADA-JPN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
CAP-VERT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	111	95	146	142	131	115	50	47	
CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
CHINESE TAIPEI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	47	54	0	672	2521	6039	8456	8538	6191	5639	4314	3499	4464	3701	3364	
CONGO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
CUBA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	300	217	886	1027	4100	3200	2000	2600	2400	1900	1300	1800	
DOMINICA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
EC-ESPANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	98	491	144	1017	1145	1272	1399	1810	4072	7418	4015	5681	4515	8882	7436	9736	
EC-FRANCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	400	2400	840	10	60	1740	155	3645	3885	3972	3954	4442	5201	4901	6485	8970	
EC-IRELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
EC-POLAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
EC-PORTUGAL	808	1651	2018	2951	2932	4808	2769	8266	3837	6254	6127	5805	6588	8021	4684	8670	4133	8051	1597	5620	5133	2892	3962	5855	10945	6813	2929	4522	
FAROE-ISLANDS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
FRANCE.OT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
G.EQUATORIAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
GABON	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
GHANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	73	84	170	237	
GRENADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ICELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
JAPAN	0	0	0	0	0	0	0	454	453	1478	2904	11044	15746	14505	17366	28663	17578	9012	11345	11783	9504	21299	19665	22014	22946	17548	8170	10144	
KOREA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	289	320	263	1857	4079	7353	5730	6018	7831	10493	6923	8090	
LIBERIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LIBYA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
MAROC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	170	324
MEXICO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NAMIBIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NEI-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NEI-104	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NEI-105	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NEI-111	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NEI-112	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NEI-134	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NEI-144	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NEI-147	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NEI-157	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NEI-166	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

	1950	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977
NEI-172	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-79	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-81	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-UK-OT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NETHERLAND.ANT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NORWAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PANAMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	182	2710	2081	2091	2135	1493
PHILIPPINES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RUSSIA FED.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SAO TOME & PRINCIPE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SENEGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SEYCHELLES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SIERRA LEONE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SOUTH AFRICA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	286	214	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
ST.LUCIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ST.VINCENT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOGO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TRINIDAD & TOBAGO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U.S.A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	148	195	544	212	113	865	67	28	331
U.S.S.R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	385	680	1820	1677	2200	2580	2729	1637	2961	3367	3652	4907	4086	
UKOT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	
URUGUAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VENEZUELA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	464	

Table 1 continued (1978-2003).

	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
BET Total	52693	45975	63596	67753	73493	59370	71052	78215	65396	55976	65796	78068	84337	94795	97758	110060	129512	123155	119114	105647	109887	121177	102423	95723	75480	42981
Bait boat	14629	9591	12349	10124	6922	9796	11439	17651	15618	12631	9710	12672	18106	17750	16248	16467	20290	25552	18959	18639	21263	22360	12311	16870	11639	1566
Longline	28796	27560	41677	41608	51805	33757	43303	52595	39942	35570	47758	58389	56537	61556	62359	62871	78296	74816	74900	68251	71825	76513	70976	55162	46147	38165
Other Surf.	174	481	366	365	290	163	247	415	550	626	469	636	287	434	604	648	974	561	353	536	429	1373	1219	1631	1502	
Purse seine	9094	8343	9204	15656	14476	15654	16063	7554	9286	7148	7859	6371	9407	15055	18547	30074	29952	22226	24902	18221	16370	20931	17917	22060	16192	3250
ARGENTINA	23	0	0	0	0	0	0	100	41	72	50	17	78	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BARBADOS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	17	18	18	6	11	
BENIN	0	0	0	40	45	0	0	0	15	6	7	8	10	10	7	8	9	9	9	30	13	11	0	0	0	0
BRAZIL	812	782	698	505	776	521	656	419	873	756	946	512	591	350	790	1256	601	1935	1707	1237	644	2024	2768	2659	2582	
CAMBODIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0	0	0	
CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	95	31	10	26	67	124	111	148	144	166	120	263	327	241	279	
CANADA-JPN	0	0	0	0	0	0	0	0	11	144	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CAP-VERT	464	45	27	72	200	293	167	112	86	60	117	100	52	151	105	85	209	66	16	10	1	1	2	0	0	
CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70	428	476	520	427	1503	7347	6564	7210	5840	
CHINESE TAIPEI	2970	2486	2561	1887	2147	1623	925	1220	1125	1488	1469	940	5755	13850	11546	13426	19680	18023	21850	19242	16314	16837	16795	16429	18483	18682
CONGO	0	0	5	0	0	0	0	8	19	10	10	14	15	12	12	14	9	9	8	8	8	8	8	8	8	8
CUBA	2300	2300	1385	711	521	421	447	239	171	190	151	87	62	34	56	36	7	7	5	0	0	0	0	0	0	16
DOMINICA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	

	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
EC-ESPANA	6849	5419	8430	10010	9332	8794	13617	10340	10884	8875	8475	8263	10355	14705	14656	16782	22096	17849	15393	12513	7115	13739	11250	10134	10524	10398
EC-FRANCE	8985	7308	6283	8020	7074	8124	4254	4615	4266	3905	4161	3261	5023	5581	6888	12719	12263	8363	9171	5980	5624	5529	5949	4948	4293	3940
EC-IRELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
EC-POLAND	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-PORTUGAL	5350	3483	3706	3086	1861	4075	4354	6457	7428	5036	2818	5295	6233	5718	5796	5616	3099	9662	5810	5437	6334	3313	1498	1605	2590	0
FAROE-ISLANDS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	8	0	0	0
FRANCE.OT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21
G.EQUATORIAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
GABON	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	87	10	0	0	0	184	150	121	0	0
GHANA	124	238	332	780	791	491	2162	1887	1720	1178	1214	2158	5031	4090	2866	3577	4738	5517	5805	7431	13252	11460	5586	14095	5893	4816
GRENADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65	25	20	10	10	0	1	0	0	0	0	0	0
ICELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
JAPAN	9863	12150	20922	22091	33513	15212	24870	32103	23081	18961	32064	39540	35231	30356	34722	35053	38503	35477	33171	26490	24330	21833	24411	18056	15097	18585
KOREA	9716	8022	10235	12274	10809	9383	8989	10704	6084	4438	4919	7896	2690	802	866	377	386	423	1250	796	163	124	43	1	87	0
LIBERIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	206	16	13	42	65	53	57	57	57	57	57	57	57	57	57
LIBYA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	508	1085	500	400	400	400	400	400	400	31	593	0
MAROC	394	414	387	622	625	552	120	30	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	700	770	857	913	0
MEXICO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	6	8	6	2	2	7	0
NAMIBIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	29	7	46	16	423	589	640	274	0
NEI-1	0	0	0	0	338	1141	157	0	0	85	20	93	785	751	1462	2787	2321	2008	3822	1910	1685	3697	2285	3024	2248	5243
NEI-104	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-105	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	403	468	42	196	194	27	0	0	0
NEI-111	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1412	1870	0	0	0	0
NEI-112	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	38	13	6	1	2	0	0	0	0	0	0
NEI-134	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	155	607	1458	3077	4721	7322	7964	4450	3658	0	
NEI-144	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	140	383	0
NEI-147	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
NEI-157	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	0	0	0	0
NEI-166	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	515	0	0
NEI-172	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	0	0
NEI-28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	473	148	0
NEI-40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	319	182	194	234	42	100	222	210	97	44	0	0	39	0	0
NEI-66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
NEI-71	0	0	0	0	0	46	369	354	757	1406	2155	4331	5674	8787	5911	4143	8244	8601	7827	9970	11474	9471	6134	1880	0	0
NEI-79	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0
NEI-81	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	210	1690	4412	4561	4481	1652	0	0
NEI-94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	43	36	0	0	0	0	0
NEI-UK-OT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NETHERLAND.ANT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1893	2890	2919	3428	2359	2803	1879	0
NORWAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PANAMA	2127	513	4518	2500	2844	2732	3165	4461	5173	5616	3847	3157	5258	7447	9991	10438	13234	9927	4777	2098	1252	579	952	89	63	0
PHILIPPINES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1154	2113	975	377	837	855
RUSSIA FED.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	38	4	8	91	0	0	0
SAO TOME & PRINCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
SENEGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	5	9	126	237	138	258	730	1473	1131	1308	565	0
SEYCHELLES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	58	0	162	0
SIERRA LEONE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	2	0	0
SOUTH AFRICA	0	19	422	381	137	187	60	102	168	200	553	367	296	72	43	88	76	27	7	10	41	41	225	167	304	0
ST.LUCIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0
ST.VINCENT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	4	2	2	1	1216	506	15	0

	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
TOGO	0	0	0	0	0	14	52	18	24	22	7	12	12	6	2	86	23	6	33	33	33	0	0	0	0	
TRINIDAD & TOBAGO	0	0	0	0	0	191	41	22	0	0	1	19	57	263	0	3	29	27	37	36	24	19	5	11	30	
U.S.A	248	212	202	158	422	315	539	639	1085	1074	1127	847	623	975	813	1090	1402	1209	882	1138	929	1263	574	1085	575	
U.S.S.R	2202	2229	2813	2832	635	352	1233	870	1071	1887	1077	424	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
UKOT	22	8	9	14	23	14	19	0	0	5	1	1	3	3	10	6	6	10	10	12	17	6	9	5	5	
URUGUAY	0	0	0	86	397	605	714	597	177	204	120	55	38	20	56	48	37	80	124	69	59	28	25	51	67	43
VENEZUELA	244	347	661	1684	999	4284	4142	2918	1136	349	332	115	161	476	270	809	457	457	189	274	222	140	226	708	629	

Table 2. Substitution used to create catch-at-size.

Task 1 data reported					Raising factor	Size or catch-at-size available and used for substitution or raising							Notes	Action
Year	Fleet	Gear	Area	Catch(t)		Year	Fleet	Gear	Samp. Area	Li(med)	est. Wgt	nf fish		
2001	BARBADOS	LLHB	NW	6.0	0.01	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	120.7	558.7	12934		subst. & raise
2001	BRASIL	BB	SW	125.6	0.22	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	120.7	558.7	12934		subst. & raise
2001	BRASIL	LL	SW	627.4	1.12	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	120.7	558.7	12934		subst. & raise
2001	BRASIL-CAN	LLFB	SW	49.2	0.09	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	120.7	558.7	12934		subst. & raise
2001	BRASIL-EQ.GUINE	LLFB	SW	64.6	0.12	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	120.7	558.7	12934		subst. & raise
2001	BRASIL-ESP	LLFB	SW	473.8	0.85	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	120.7	558.7	12934		subst. & raise
2001	BRASIL-HOND	LLFB	SW	97.7	0.17	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	120.7	558.7	12934		subst. & raise
2001	BRASIL-PANAMA	LLFB	SW	47.2	0.08	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	120.7	558.7	12934		subst. & raise
2001	BRASIL-ST.VINCENT	LLFB	SW	681.7	1.22	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	120.7	558.7	12934		subst. & raise
2001	BRASIL-TAIP	LLFB	SW	407.9	0.73	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	120.7	558.7	12934		subst. & raise
2001	BRASIL-URUGUAY	LLFB	SW	40.4	0.07	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	120.7	558.7	12934		subst. & raise
2001	BRASIL-USA	LLFB	SW	43.9	0.63	2001	U.S.A	LLHB	LLBE46	126.7	69.2	1518		subst. & raise
2001	CANADA	LL	NW	220.3	1.01	2001	CANADA	LL	LLBE41	105.3	218.8	8141		OK
2001	CANADA	RR	NW	12.1	3.49	2001	CANADA	TROL	SBY24	150.6	3.5	46		subst. & raise
2001	CANADA	TL	NW	8.8	1.42	2001	CANADA	HARP	SBY24	115.2	2.8	79		raise
					1.42	2001	CANADA	TROL	SBY24	150.6	3.5	46		raise
2001	CHINA.PR	LL	NORT	2897.0	7850.28	2001	CHINA.PR	LL	LLBE44	118.8	0.4	8		raise
2001	CHINA.PR	LL	SOUT	4313.0	135.60	2001	CHINA.PR	LL	LLBE46	130.2	31.8	550		raise
2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	NORT	3450.0	17.31	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE40	131.4	0.7	13		raise
					17.31	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE41	83.8	0.7	54		raise
					17.31	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE42	116.5	7.3	200		raise
					17.31	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE43	83.7	1.4	106		raise
					17.31	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	127.2	189.3	3857		raise
2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	SOUT	12979.0	14.77	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE45	111.6	218.5	6258		raise
					14.77	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	120.7	558.7	12934		raise
					14.77	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE47	128.0	100.8	2094		raise
					14.77	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE48	79.8	0.5	45		raise
2001	CONGO	UNCL	ETRO	8.0	0.015	2001	EC-FRANCE	PSG	SBY01	58.8	540.2	77326.79		subst. & raise
2001	DOMINICA	UNCL	NW	5.0	0.03	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	127.2	189.3	3857		subst. & raise
2001	EC-ESPANA	BB	CANA	2543.0	1.01	2001	EC-CANARY_B	BB	SBY04	96.0	2520.0	116815		OK
2001	EC-ESPANA	BB	ETRO	898.0	1.00	2001	EC-ESPANA	BB	SBY03	64.4	867.8	106230.48		OK
					1.00	2001	EC-ESPANA	BB	SBY05	48.7	30.3	8938.65		OK
2001	EC-ESPANA	BB	NE	456.4	0.61	2001	EC-ESPANA	BB	SBY04	100.6	745.2	30289		raise
2001	EC-ESPANA	LLHB	NORT	150.2	0.01	2001	JAPAN	LL	LLBE41	111.5	1302.9	39328.04		subst. & raise
					0.01	2001	JAPAN	LL	LLBE42	112.6	1620.2	47841.83		subst. & raise
					0.01	2001	JAPAN	LL	LLBE43	111.3	842.9	25706.88		subst. & raise
					0.01	2001	JAPAN	LL	LLBE44	131.4	8579.6	163057.95		subst. & raise
					0.01	2001	JAPAN	LL	LLBE50	127.0	44.8	946.92		subst. & raise

Task I data reported					Raising factor	Size or catch-at-size available and used for substitution or raising							Notes	Action
Year	Fleet	Gear	Area	Catch(t)		Year	Fleet	Gear	Samp. Area	Li(med)	est. Wgt	nf fish		
2001	EC-ESPANA	LLHB	SOUT	60.5	0.02	2001	JAPAN	LL	LLBE46	134.5	1147.8	20432.97		subst. & raise
					0.02	2001	JAPAN	LL	LLBE47	123.6	1768.3	39564.94		subst. & raise
					0.02	2001	JAPAN	LL	LLBE48	121.0	0.1	1.99		subst. & raise
2001	EC-ESPANA	PS	ETRO	5923.0	1.00	2001	EC-ESPANA	PSG	SBY01	55.7	245.4	41259.27		OK
					1.00	2001	EC-ESPANA	PSG	SBY02	52.5	1766.0	377266.68		OK
					1.00	2001	EC-ESPANA	PSG	SBY03	50.4	116.8	32313.56		OK
					1.00	2001	EC-ESPANA	PSG	SBY05	52.1	3793.4	899397.24		OK
2001	EC-ESPANA	TROL	NE	102.5	1.32	2001	EC-ESPANA	TROL	SBY04	93.1	77.6	3909		raise
2001	EC-FRANCE	BB	ETRO	1593.0	1.00	2001	EC-FRANCE	BB	SBY03	62.1	1578.6	212551.28		OK
					1.00	2001	EC-FRANCE	BB	SBY05	48.4	14.3	4289.25		OK
2001	EC-FRANCE	PS	ETRO	3355.0	1.00	2001	EC-FRANCE	PSG	SBY01	58.8	540.2	77326.79		OK
					1.00	2001	EC-FRANCE	PSG	SBY02	52.5	2168.2	461865.52		OK
					1.00	2001	EC-FRANCE	PSG	SBY03	57.2	15.6	2716.7		OK
					1.00	2001	EC-FRANCE	PSG	SBY05	56.2	629.7	101835.73		OK
2001	EC-IRELAND	MWTD	NE	9.6	0.12	2001	EC-AZORES	BB	SBY04	78.7	83.1	5920		subst. & raise
2001	EC-PORTUGAL	BB	AZOR	425.3	7.71	2001	EC-AZORES	BB	SBY04	78.7	83.1	5920		raise
2001	EC-PORTUGAL	BB	NE	215.5										
2001	EC-PORTUGAL	BB	MDRA	275.6	25.41	2001	EC-MADEIRA	BB	SBY04	96.2	10.8	498		raise
2001	EC-PORTUGAL	BB	SE	121.2	0.22	2001	EC-FRANCE	PSG	SBY01	58.8	540.2	77326.79		subst. & raise
2001	EC-PORTUGAL	BBF	SE	567.4	1.05	2001	EC-FRANCE	PSG	SBY01	58.8	540.2	77326.79		subst. & raise
2001	GABON	GILL	SE	68.0	0.13	2001	EC-FRANCE	PSG	SBY01	58.8	540.2	77326.79		subst. & raise
2001	GABON	SURF	SE	15.0	0.03	2001	EC-FRANCE	PSG	SBY01	58.8	540.2	77326.79		subst. & raise
2001	GABON	TRAW	SE	38.0	0.07	2001	EC-FRANCE	PSG	SBY01	58.8	540.2	77326.79		subst. & raise
2001	GHANA	BB	ETRO	6572.8	9542.56	2001	GHANA	BB	SBY02	48.5	0.7	254		raise
2001	GHANA	PS	ETRO	7522.1	6411.85	2001	GHANA	PS	SBY02	50.3	1.2	378		raise
2001	GRENADA	UNCL	NW	0.2	0.001	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	127.2	189.3	3857		subst. & raise
2001	JAPAN	LLHB	NORT	10369.0	1.00	2001	JAPAN	LL	LLBE41	111.5	1302.9	39328.04		OK
					1.00	2001	JAPAN	LL	LLBE42	112.6	1620.2	47841.83		OK
					1.00	2001	JAPAN	LL	LLBE43	111.3	842.9	25706.88		OK
					1.00	2001	JAPAN	LL	LLBE44	131.4	8579.6	163057.95		OK
					1.00	2001	JAPAN	LL	LLBE50	127.0	44.8	946.92		OK
					1.00	2001	JAPAN	LL	LLBE45	138.3	4039.6	65760.89		OK
					1.00	2001	JAPAN	LL	LLBE46	134.5	1147.8	20432.97		OK
					1.00	2001	JAPAN	LL	LLBE47	123.6	1768.3	39564.94		OK
					1.00	2001	JAPAN	LL	LLBE48	121.0	0.1	1.99		OK
2001	KOREA	LLFB	SE	1.3	0.01	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE47	128.0	100.8	2094		subst. & raise
2001	LIBERIA	UNCL	ETRO	57.0	0.30	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	127.2	189.3	3857		subst. & raise
2001	LIBYA	LL	NE	30.9	4.22	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE42	116.5	7.3	200		subst. & raise
2001	MAROC	SURF	NE	857.4	54.94	2001	EC-FRANCE	PSG	SBY03	57.2	15.6	2716.7		subst. & raise
2001	MEXICO	LL	GOFM	2.3	1.18	2001	MEXICO	LL	LLBE49	137.0	1.9	34		raise
2001	NAMIBIA	BB	SE	359.3	17.65	2001	NAMIBIA	BB	SBY04	109.3	20.4	688		raise
2001	NAMIBIA	LL	SE	280.5	64.84	2001	NAMIBIA	LL	LLBE43	120.9	4.3	102		raise
2001	NEI-1	BB	ETRO	1169.0	1.00	2001	NEI-1	BB	SBY03	62.5	2391.5	317333.52		OK
2001	SENEGAL	BB	ETRO	1308.0	1.00	2001	NEI-1	BB	SBY05	46.7	86.2	34335.63	in NEI-1 BB	OK
2001	NEI-1	PS	ETRO	1855.0	1.09	2001	NEI-1	PSG	SBY01	51.0	131.2	29280.62	in NEI-1 PS	OK
2001	NETHERLAND.ANT	PS	ETRO	2803.0	1.09	2001	NEI-1	PSG	SBY02	51.9	959.3	220170.71	in NEI-1 PS	OK
2001	PANAMA	PS	ETRO	89.0	1.09	2001	NEI-1	PSG	SBY03	51.9	28.7	6865.39		OK
					1.09	2001	NEI-1	PSG	SBY05	52.9	3160.9	724468.07		OK
					1.09	2001	NEI-1	PSG	SBY22	52.9	70.0	17068.87		OK
2001	NEI-134	LL	ATL	3658.0	3.39	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	ALL areas					subst. & raise
2001	NEI-144	LL	ATL	140.0	0.13	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	ALL areas					subst. & raise
2001	NEI-147	LL	ATL	5.0	0.00	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	ALL areas					subst. & raise

Task I data reported					Raising factor	Size or catch-at-size available and used for substitution or raising							Notes	Action
Year	Fleet	Gear	Area	Catch(t)		Year	Fleet	Gear	Samp. Area	Li(med)	est. Wgt	nf fish		
2001	NEI-166	LL	ATL	515.0	0.48	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	ALL areas					subst. & raise
2001	NEI-172	LL	ATL	90.0	0.08	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	ALL areas					subst. & raise
2001	NEI-28	LL	ATL	473.0	0.44	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	ALL areas					subst. & raise
2001	NEI-40	LL	ATL	39.0	0.04	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	ALL areas					subst. & raise
2001	NEI-71	LL	ATL	1880.0	1.74	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	ALL areas					subst. & raise
2001	NEI-79	LL	ATL	18.0	0.02	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	ALL areas					subst. & raise
2001	NEI-81	LL	ATL	1652.0	1.53	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	ALL areas					subst. & raise
2001	PHILIPPINES	LL	NW	34.3	24.42	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE43	83.7	1.4	106		subst. & raise
2001	PHILIPPINES	LL	SE	29.2	0.29	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE47	128.0	100.8	2094		subst. & raise
2001	PHILIPPINES	LL	SW	313.5	0.56	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	120.7	558.7	12934		subst. & raise
2001	SIERRA LEONE	LL	NE	2.4	0.33	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE42	116.5	7.3	200		subst. & raise
2001	SOUTH AFRICA	BB	SE	104.0	2.73	2001	SOUTH AFRICA	LL	LLBE47	133.4	38.1	706		subst. & raise
2001	SOUTH AFRICA	LL	SE	59.5	1.66	2001	SOUTH AFRICA	LL	LLBE47	133.4	38.1	706		raise
2001	SOUTH AFRICA	LLHB	SE	4.0										
2001	ST.LUCIA	HAND	NW	0.7	0.003	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	127.2	189.3	3857		subst. & raise
2001	ST.VINCENT	LL	ATL	506.0	2.67	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	127.2	189.3	3857		subst. & raise
2001	ST.VINCENT	UNCL	WTRO	0.0	0.00	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	127.2	189.3	3857		subst. & raise
2001	TRINIDAD & TOBAGO	LLHB	NORT	11.0	0.06	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	127.2	189.3	3857		subst. & raise
2001	U.S.A	GILL	NW	0.2	1.00									OK
2001	U.S.A	HAND	GOFM	0.5	1.00	2001	U.S.A	HAND	SBY26	130.6	33.9	679		OK
2001	U.S.A	HAND	NW	33.2	1.00									OK
2001	U.S.A	LL	GOFM	15.3	1.00	2001	U.S.A	LLHB	LLBE49	128.9	15.7	325.64		OK
2001	U.S.A	LL	NW	506.1	1.00	2001	U.S.A	LLHB	LLBE43	114.9	511.5	14607.63		OK
2001	U.S.A	LL	NWC	61.0	1.00	2001	U.S.A	LLHB	LLBE41	114.3	84.2	2426.32		OK
2001	U.S.A	LL	SW	68.2	1.00	2001	U.S.A	LLHB	LLBE46	126.7	69.2	1518		OK
2001	U.S.A	LL	WTRO	31.9	1.00	2001	U.S.A	LLHB	LLBE47	114.4	23.9	694		OK
					1.00	2001	U.S.A	LLHB	LLBE50	115.9	8.6	224.74		OK
2001	U.S.A	RR	NW	366.2	1.00	2001	U.S.A	RR	SBY24	122.6	359.0	8482		OK
2001	U.S.A	TRAW	NW	0.4	1.00	2001	U.S.A	TROL	SBY26	168.0	0.4	4		OK
2001	U.S.A	UNCL	NW	1.8										OK
2001	UK-BERMUDA	UNCL	NW	0.1	0.001	2001	U.S.A	LLHB	LLBE41	114.3	84.2	2426.32		subst. & raise
2001	UK-S.HELENA	BB	SE	4.1	0.041	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE47	128.0	100.8	2094		subst. & raise
2001	UK-S.HELENA	LL	SE	1.3	0.013	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE47	128.0	100.8	2094		subst. & raise
2001	URUGUAY	LLHB	SW	51.0	99.024	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE48	79.8	0.5	45		subst. & raise
2001	VENEZUELA	BB	NW	131.4	1815.44	2001	VENEZUELA	BB	SBY25	49.4	0.1	26		raise
2001	VENEZUELA	LL	NW	16.9	0.09	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	127.2	189.3	3857		subst. & raise
2001	VENEZUELA	PS	NW	512.6	582.57	2001	VENEZUELA	PS	SBY25	47.9	0.9	320		raise
2001	VENEZUELA-FOR	UNCL	NW	46.8	0.25	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	127.2	189.3	3857		subst. & raise
					1.25	2002	U.S.A	LLHB	LLBE50	105.1	8.4	307.25		subst. & raise
2002	BARBADOS	LLHB	NW	10.5										not used
2002	BRASIL	BB	SW	0.1										
2002	BRASIL	LLHB	SW	752.7	1.47	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	BRASIL-BELIZE	LLFB	SW	36.3	0.07	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	BRASIL-BOLIV	LLFB	SW	32.5	0.06	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	BRASIL-CAN	LLFB	SW	51.5	0.10	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	BRASIL-ESP	LLFB	SW	302.0	0.59	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	BRASIL-GUYAN	LLFB	SW	96.7	0.19	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	BRASIL-HOND	LLFB	SW	151.1	0.30	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	BRASIL-PANAMA	LLFB	SW	127.5	0.25	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	BRASIL-POR	LLFB	SW	31.6	0.06	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	BRASIL-ST.VINCENT	LLFB	SW	407.6	0.80	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	BRASIL-TAIP	LLFB	SW	494.7	0.97	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	BRASIL-URUGUAY	LLFB	SW	2.1	0.00	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise

Task I data reported					Raising factor	Size or catch-at-size available and used for substitution or raising							Notes	Action
Year	Fleet	Gear	Area	Catch(t)		Year	Fleet	Gear	Samp. Area	Li(med)	est. Wgt	nf fish		
2002	BRASIL-USA	LLFB	SW	26.8	0.39	2002	U.S.A	LLHB	LLBE46	126.7	69.0	1512		subst. & raise
2002	BRASIL-VANU	LLFB	SW	68.4	0.13	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	CANADA	LL	NW	265.5	1.05	2002	CANADA	LL	LLBE40	109.7	29.0	969		raise
					1.05	2002	CANADA	LL	LLBE41	117.4	223.6	5966		raise
2002	CANADA	RR	NW	11.6	1.85	2002	CANADA	TROL	SBY24	146.9	7.5	107		raise
2002	CANADA	TL	NW	2.3										
2002	CHINA.PR	LL	NORT	3044.2	151.80	2002	CHINA.PR	LL	LLBE46	130.0	38.5	687		raise
2002	CHINA.PR	LL	SOUT	2795.3										
2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	NORT	3572.0										
					5.38	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE41	83.3	0.2	12		raise
					5.38	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE42	120.4	2.6	63		raise
					5.38	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE43	107.0	0.7	23		raise
					5.38	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	128.5	660.6	13322		raise
2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	SOUT	14911.0		2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE45	128.3	835.7	16328		raise
					9.37	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		raise
					9.37	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE47	130.4	242.8	4596		raise
					9.37	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE48	101.2	1.9	74		raise
					0.02	2002	EC-FRANCE	PSG	SBY01	45.9	369.6	138306.24		subst. & raise
2002	CONGO	UNCL	ETRO	8.0	2.36	2002	CUBA	LL	LLBE43	109.7	6.6	213		raise
2002	CUBA	LL	NW	15.5	1.00	2002	EC-CANARY_B	BB	SBY02	87.4	1857.1	107882		OK
2002	EC-ESPANA	BB	CANA	1862.8	1.00	2002	EC-ESPANA	BB	SBY03	62.8	731.8	99878.69		OK
2002	EC-ESPANA	BB	ETRO	912.1	1.00	2002	EC-ESPANA	BB	SBY05	57.1	180.3	34824.38		OK
2002	EC-ESPANA	LLHB	NORT	149.2	0.02	2002	JAPAN	LL	LLBE41	113.7	819.7	23454.08		subst. & raise
					0.02	2002	JAPAN	LL	LLBE42	123.0	843.3	19060.03		subst. & raise
					0.02	2002	JAPAN	LL	LLBE43	113.0	651.1	18836.08		subst. & raise
					0.02	2002	JAPAN	LL	LLBE44	131.5	7252.3	136846.13		subst. & raise
					0.02	2002	JAPAN	LL	LLBE50	129.9	9.8	194.06		subst. & raise
2002	EC-ESPANA	LLHB	SOUT	183.5	0.03	2002	JAPAN	LL	LLBE45	136.9	3638.6	60691.93		subst. & raise
					0.03	2002	JAPAN	LL	LLBE46	134.7	726.0	12801.01		subst. & raise
					0.03	2002	JAPAN	LL	LLBE47	130.3	2112.7	41497.01		subst. & raise
2002	EC-ESPANA	PS	ETRO	7037.5	1.00	2002	EC-ESPANA	PSG	SBY01	45.8	205.8	77652.42		OK
					1.00	2002	EC-ESPANA	PSG	SBY02	51.6	2846.5	677412.92		OK
					1.00	2002	EC-ESPANA	PSG	SBY03	48.7	30.1	9576.72		OK
					1.00	2002	EC-ESPANA	PSG	SBY05	50.3	3955.6	1097058.06		OK
					1.00	2002	EC-ESPANA	PSG	SBY22	51.1	2.3	637.86		OK
2002	EC-ESPANA	UNCL	NE	378.8	1.00	2002	EC-ESPANA	BB	SBY04	116.0	395.2	10766	395.222903	raise
					1.00	2002	EC-ESPANA	TROL	SBY04	90.8	40.8	1890	40.8356048	
2002	EC-FRANCE	BB	ETRO	786.0	1.04	2002	EC-FRANCE	BB	SBY03	62.9	697.5	93824.63		OK
					1.04	2002	EC-FRANCE	BB	SBY05	61.3	61.1	8722.69		OK
2002	EC-FRANCE	MWT	NE	44.0	1.08	2002	EC-ESPANA	TROL	SBY04	90.8	40.8	1890		subst. & raise
2002	EC-FRANCE	PS	ETRO	3463.0	1.00	2002	EC-FRANCE	PSG	SBY01	45.9	369.6	138306.24		OK
					1.00	2002	EC-FRANCE	PSG	SBY02	51.7	2162.9	504711.91		OK
					1.00	2002	EC-FRANCE	PSG	SBY03	49.1	29.4	8577.18		OK
					1.00	2002	EC-FRANCE	PSG	SBY05	51.7	901.5	210594.35		OK
2002	EC-PORTUGAL	BB	AZOR	294.4	8.81	2002	EC-MADEIRA	BB	SBY04	105.4	33.4	1095		subst. & raise
2002	EC-PORTUGAL	BB	MDRA	758.7	22.71	2002	EC-MADEIRA	BB	SBY04	105.4	33.4	1095		raise
2002	EC-PORTUGAL	BB	NE	382.8	11.46	2002	EC-MADEIRA	BB	SBY04	105.4	33.4	1095		subst. & raise
2002	EC-PORTUGAL	BB	SE	984.6	2.66	2002	EC-FRANCE	PSG	SBY01	45.9	369.6	138306.24		subst. & raise
2002	EC-PORTUGAL	LLHB	AZOR	143.1	0.17	2002	JAPAN	LL	LLBE42	123.0	843.3	19060.03		subst. & raise
2002	EC-PORTUGAL	LLHB	NE	1.6	0.002	2002	JAPAN	LL	LLBE42	123.0	843.3	19060.03		subst. & raise
2002	EC-PORTUGAL	LLHB	NWC	23.8	0.03	2002	JAPAN	LL	LLBE42	123.0	843.3	19060.03		subst. & raise
2002	EC-PORTUGAL	LLMB	NE	1.4	0.002	2002	JAPAN	LL	LLBE42	123.0	843.3	19060.03		subst. & raise
2002	FRANCE.OT	UNCL	NW	20.7	0.031	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	128.5	660.6	13322		subst. & raise
2002	GHANA	BB	ETRO	4377.8	6600.52	2002	GHANA	BB	SBY03	48.2	0.7	255		raise

Task I data reported					Raising factor	Size or catch-at-size available and used for substitution or raising						Notes	Action	
Year	Fleet	Gear	Area	Catch(t)		Year	Fleet	Gear	Samp. Area	Li(med)	est. Wgt			nf fish
2002	GHANA	PS	ETRO	1515.6	1058.10	2002	GHANA	PS	SBY03	52.8	1.4	419		raise
2002	GRENADA	LL	NW	0.3	0.0005	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	128.5	660.6	13322		subst. & raise
2002	JAPAN	LLHB	NORT	6987.0	1.00	2002	JAPAN	LL	LLBE41	113.7	819.7	23454.08		OK
					1.00	2002	JAPAN	LL	LLBE42	123.0	843.3	19060.03		OK
					1.00	2002	JAPAN	LL	LLBE43	113.0	651.1	18836.08		OK
					1.00	2002	JAPAN	LL	LLBE44	131.5	7252.3	136846.13		OK
					1.00	2002	JAPAN	LL	LLBE50	129.9	9.8	194.06		OK
					1.00	2002	JAPAN	LL	LLBE45	136.9	3638.6	60691.93		OK
2002	JAPAN	LLHB	SOUT	8110.0	1.00	2002	JAPAN	LL	LLBE46	134.7	726.0	12801.01		OK
					1.00	2002	JAPAN	LL	LLBE47	130.3	2112.7	41497.01		OK
2002	KOREA	LLHB	SE	87.3	0.36	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE47	130.4	242.8	4596		subst. & raise
2002	LIBERIA	UNCL	ETRO	57.0	0.09	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	128.5	660.6	13322		subst. & raise
2002	LIBYA	LL	ATL	593.0	0.26	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	ALL areas					subst. & raise
2002	MAROC	UNCL	ATL	913.0	31.05	2002	EC-FRANCE	PSG	SBY03	49.1	29.4	8577.18		subst. & raise
2002	MEXICO	LL	GOFM	6.9	0.16	2002	U.S.A	LLHB	LLBE49	132.0	42.0	820.92		subst. & raise
2002	NAMIBIA	BB	SE	77.4	0.26	2002	SOUTH AFRICA	LL	LLBE47	135.2	302.3	5289		subst. & raise
2002	NAMIBIA	LL	SE	196.2	0.65	2002	SOUTH AFRICA	LL	LLBE47	135.2	302.3	5289		subst. & raise
2002	NEI-1	BB	ETRO	458.0	1.00	2002	NEI-1	BB	SBY03	62.5	912.9	127391.32		OK
2002	SENEGAL	BB	ETRO	565.0	1.00	2002	NEI-1	BB	SBY05	56.7	109.8	22176.78	in NEI-1 BB	OK
2002	NEI-1	PS	ETRO	1790.0	1.02	2002	NEI-1	PSG	SBY01	45.8	49.1	18625.23		OK
2002	NETHERLAND.ANT	PS	ETRO	1879.0	1.02	2002	NEI-1	PSG	SBY02	52.2	900.3	206323.79	in NEI-1 PS	OK
2002	PANAMA	PS	ETRO	63.0	1.02	2002	NEI-1	PSG	SBY03	43.3	69.9	31283.99	in NEI-1 PS	OK
					1.02	2002	NEI-1	PSG	SBY05	50.5	2642.4	738299.77		OK
					1.02	2002	NEI-1	PSG	SBY22	51.4	2.1	611.08		OK
2002	NEI-144	LL	ATL	383.0	0.17	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	ALL areas					subst. & raise
2002	NEI-28	LL	ATL	148.0	0.07	2001	CHINESE TAIPEI	LLFB	ALL areas					subst. & raise
2002	PHILIPPINES	LL	NE	50.6	19.77	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE42	120.4	2.6	63		subst. & raise
2002	PHILIPPINES	LL	NW	638.0	899.62	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE43	107.0	0.7	23		subst. & raise
2002	PHILIPPINES	LL	SE	7.6	0.03	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE47	130.4	242.8	4596		subst. & raise
2002	PHILIPPINES	LL	SW	140.9	0.28	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	SEYCHELLES	LL	SE	162.5	0.67	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE47	130.4	242.8	4596		subst. & raise
2002	SOUTH AFRICA	BB	SE	22.0	0.07	2002	SOUTH AFRICA	LL	LLBE47	135.2	302.3	5289		subst. & raise
2002	SOUTH AFRICA	LL	SE	282.0	0.93	2002	SOUTH AFRICA	LL	LLBE47	135.2	302.3	5289		raise
2002	ST.LUCIA	UNCL	NW	2.1	2.96	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE43	107.0	0.7	23		subst. & raise
2002	ST.VINCENT	LLFB	NORT	13.4	0.02	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	128.5	660.6	13322		subst. & raise
2002	ST.VINCENT	LLFB	SOUT	0.8	0.0016	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	TRINIDAD & TOBAGO	LLHB	NORT	30.0	0.05	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	128.5	660.6	13322		subst. & raise
2002	U.S.A	HAND	GOFM	0.6	1.00	2002	U.S.A	HAND	SBY26	106.9	13.0	463.18		OK
2002	U.S.A	HAND	NW	13.1	1.00									OK
2002	U.S.A	LL	GOFM	41.0	1.00	2002	U.S.A	LLHB	LLBE49	132.0	42.0	820.92		OK
2002	U.S.A	LL	NW	325.0	1.00	2002	U.S.A	LLHB	LLBE43	113.2	329.8	9629.24		OK
2002	U.S.A	LL	NWC	47.0	1.00	2002	U.S.A	LLHB	LLBE41	124.4	69.2	1588.64		OK
2002	U.S.A	LL	SW	68.1	1.00	2002	U.S.A	LLHB	LLBE46	126.7	69.0	1512		OK
2002	U.S.A	LL	WTRO	29.6	1.00	2002	U.S.A	LLHB	LLBE50	105.1	8.4	307.25		OK
2002	U.S.A	RR	NW	50.9	1.00	2002	U.S.A	RR	SBY24	133.7	119.6	2207.2		OK
2002	U.S.A	TRAW	NW	0.3	1.00									OK
2002	U.S.A	UNCL	GOFM	0.0	1.00									OK
2002	UK-S.HELENA	BB	SE	5.1	0.02	2002	SOUTH AFRICA	LL	LLBE47	135.2	302.3	5289		subst. & raise
2002	URUGUAY	LL	SW	67.0	0.13	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE46	129.5	510.4	10099		subst. & raise
2002	VENEZUELA	BB	NW	152.6	952.53	2002	VENEZUELA	BB	SBY25	55.3	0.2	40		raise
2002	VENEZUELA	LL	NW	33.0	0.05	2002	CHINESE TAIPEI	LLFB	LLBE44	128.5	660.6	13322		subst. & raise
2002	VENEZUELA	PS	NW	443.5	628.34	2002	VENEZUELA	PS	SBY25	47.2	0.7	279		raise

Table 3. Cut-off lengths (cm) by quarter of the year for converting the catch-at-size to catch-at-age.

Cayre and Diouf (SCRS/84/80) equation

	<i>Age 1</i>	<i>Age 2</i>	<i>Age 3</i>	<i>Age 4</i>	<i>Age 5</i>	<i>Age 6</i>	<i>Age 7</i>
Q1	44	70	94	114	132	148	164
Q2	52	78	98	118	136	152	166
Q3	58	82	104	124	140	156	170
Q4	64	88	110	128	144	160	174

Hallier et al. (SCRS/2004/039) equation

	<i>Age 1</i>	<i>Age 2</i>	<i>Age 3</i>	<i>Age 4</i>	<i>Age 5</i>	<i>Age 6</i>	<i>Age 7</i>
Q1	46	75	98	118	134	148	159
Q2	54	81	103	120	138	151	162
Q3	61	87	108	126	141	154	164
Q4	68	93	113	130	145	157	167

Table 4. Catch-at-age converted from catch-at-size.

Catch-at-age (thousand of fish) by type of fishery based on the Cayre and Diouf (SCRS/84/80) growth curve.

Fisheries are categorized into 7 types; 1) Ghana, 2) PS EU, 3) PS Nei, 4) BB Dakar, 5) BB North, 6) LL All, and 7) others.

Total														
<i>Age</i>	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0	282	982	1094	495	754	813	1728	932	1532	1019	743	1186	745	907
1	210	590	524	500	395	691	1090	1100	940	1219	468	606	424	270
2	57	72	127	116	97	69	119	109	136	193	60	75	55	82
3	17	8	61	32	18	31	26	35	24	43	16	13	8	32
4	19	2	23	11	14	13	16	21	12	17	5	15	12	18
5	8		11	9	10	8	10	19	9	5	7	7	10	5
6	1		2	2	3	1	3	8	4	1	3	2	1	1
7+														
Total	594	1654	1842	1165	1291	1627	2992	2225	2657	2496	1302	1904	1256	1315

<i>Age</i>	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	1036	1030	1711	1738	2329	2746	2121	2438	1862	1645	1378	1675	1219	1985
1	444	472	741	1017	1428	1251	1150	918	763	459	633	949	617	632
2	50	86	173	158	324	271	196	200	96	34	47	83	106	67
3	10	15	43	46	90	72	46	53	21	10	22	18	30	19
4	6	11	7	14	21	19	10	11	8	4	7	7	14	9
5	5	8	2	9	15	17	7	7	6	7	3	4	6	8
6	2	2	1	5	12	11	6	4	4	5	3	2	3	4
7+				1	5	2	2	1	1	2	1	1	1	1
Total	1553	1624	2677	2988	4225	4391	3538	3632	2759	2167	2095	2739	1995	2724

Ghana														
<i>Age</i>	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0	5	24	23	7	18	28	100	58	53	998	545	647	373	368
1	3	15	11	7	9	24	63	68	81	81	110	99	102	98
2	1	2	3	2	2	2	7	7	2		20			6
3			1			1	2	2			3			
4							1	1						
5							1	1						
6								1						
7+														
Total	10	41	39	17	31	56	174	138	137	1079	678	747	475	472

<i>Age</i>	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	687	1912	1722	782	378	650	823	1313	1237	2436	2021	900	3684	1190
1	224	369	162	444	248	311	331	267	607	811	2295	916	1144	930
2	1	2	1		53	62	57	54	73	53	6		19	6
3					16	18	13	11	16	15				
4					3	5	3	2	5	8				
5					2	3	3	3	5	16				
6					2	1	3	1	4	12				
7+					1		1		1	5				
Total	912	2284	1884	1226	703	1050	1234	1652	1947	3356	4323	1816	4847	2127

PS EU														
Age	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0	282	982	1094	495	754	813	1728	932	1532	1019	743	1186	745	907
1	210	590	524	500	395	691	1090	1100	940	1219	468	606	424	270
2	57	72	127	116	97	69	119	109	136	193	60	75	55	82
3	17	8	61	32	18	31	26	35	24	43	16	13	8	32
4	19	2	23	11	14	13	16	21	12	17	5	15	12	18
5	8		11	9	10	8	10	19	9	5	7	7	10	5
6	1		2	2	3	1	3	8	4	1	3	2	1	1
7+														
Total	594	1654	1842	1165	1291	1627	2992	2225	2657	2496	1302	1904	1256	1315

Age	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	1036	1030	1711	1738	2329	2746	2121	2438	1862	1645	1378	1675	1219	1985
1	444	472	741	1017	1428	1251	1150	918	763	459	633	949	617	632
2	50	86	173	158	324	271	196	200	96	34	47	83	106	67
3	10	15	43	46	90	72	46	53	21	10	22	18	30	19
4	6	11	7	14	21	19	10	11	8	4	7	7	14	9
5	5	8	2	9	15	17	7	7	6	7	3	4	6	8
6	2	2	1	5	12	11	6	4	4	5	3	2	3	4
7+				1	5	2	2	1	1	2	1	1	1	1
Total	1553	1624	2677	2988	4225	4391	3538	3632	2759	2167	2095	2739	1995	2724

PS Nei														
Age	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0								25	119	4			9	3
1								29	99	17			8	1
2								3	12	4			1	
3								1	2	1				
4								1	1					
5								1	1					
6														
7+														
Total								59	235	26			18	4

Age	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	13	98	260	557	876	1179	1249	1458	1115	939	1080	720	731	704
1	9	34	162	311	470	472	584	751	488	291	360	338	283	271
2	1	7	38	45	120	107	99	133	53	26	44	28	53	26
3		1	9	12	33	27	23	30	11	5	20	5	15	8
4		1	2	5	9	9	4	4	3	2	4	1	5	2
5		1	1	4	7	12	4	3	2	1	1	1	1	1
6				2	6	10	8	1	2	1	1			1
7+				1	2	3	3							
Total	23	142	472	936	1523	1818	1974	2381	1675	1265	1509	1092	1089	1014

BB Dakar														
Age	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0	74	197	251	214	205	242	284	135	77	49	167	92	29	34
1	71	129	126	223	131	221	191	178	102	133	177	225	130	61
2	63	40	42	70	59	37	45	33	57	72	117	106	112	71
3	39	35	33	33	26	44	26	18	18	35	35	54	65	76
4	15	16	14	20	11	28	17	8	8	21	31	12	16	14
5	17	12	12	18	7	12	6	6	8	5	24	7	5	3
6	10	8	7	10	5	6	3	3	7	3	10	4	4	1
7+	12	5	10	8	5	3	1	2	5		2	1	2	
Total	300	443	496	597	450	593	574	383	281	318	562	501	362	260

Age	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	61	256	68	51	49	101	78	104	89	270	410	365	322	147
1	158	229	154	166	149	121	146	170	130	430	485	338	263	183
2	69	97	47	34	60	73	49	58	51	96	93	130	70	41
3	24	51	14	6	14	15	28	32	16	19	30	37	37	22
4	17	10	2	1	3	4	3	3	7	3	6	9	9	7
5	8	6			1	2			2	1	1	2	2	1
6	1	4												
7+														
Total	338	653	285	258	275	317	305	368	294	819	1023	881	702	401

BB North														
Age	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0	2			1	6		1	1	2	19	5	18	4	2
1	20	7	8	10	30	14	16	21	16	70	64	165	94	45
2	57	18	16	24	37	15	32	19	35	37	63	93	79	38
3	40	23	24	24	24	32	27	15	31	43	36	83	38	27
4	12	11	11	19	8	22	18	5	31	16	47	31	26	13
5	18	8	12	18	6	9	6	3	7	10	15	9	4	3
6	11	5	8	12	5	5	4	2	2	1	7	2	2	1
7+	14	3	12	9	5	3	1	2	1		2		1	1
Total	174	76	93	117	122	99	107	69	125	196	239	402	249	128

Age	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	1	2	32	10	13	20	12	65	68	14	22	15	3	8
1	100	22	190	145	79	231	236	174	302	147	308	64	51	40
2	69	45	206	156	235	324	303	79	233	106	242	94	51	56
3	55	58	76	108	81	105	205	76	120	49	80	34	59	29
4	37	55	55	53	52	20	53	41	27	13	16	14	11	16
5	3	16	13	19	12	8	13	26	3	5	1	1	1	5
6		3	3	3		1	4	19		4				1
7+			1			1	3	9		5				
Total	266	200	575	494	472	710	828	489	754	342	671	222	176	155

LL All														
Age	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0	1			1	1		2	3				1		
1	20	6	16	19	20	21	32	39	12	18	17	19	15	16
2	85	61	87	75	180	106	158	115	84	122	163	82	99	143
3	181	140	155	160	169	287	226	293	190	248	292	232	196	276
4	250	134	144	145	118	209	258	361	221	259	315	264	232	320
5	193	129	119	106	77	128	136	186	132	154	198	151	136	168
6	107	61	61	58	38	70	58	70	59	67	85	77	54	63
7+	64	24	20	24	14	32	28	30	31	28	25	23	14	18
Total	900	555	601	587	617	852	897	1098	729	897	1097	849	748	1003

Age	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	1				18	4	6	9				11	15	
1	19	25	21	17	67	50	42	66	16	17	13	31	38	3
2	115	164	271	214	156	222	160	206	192	277	362	454	180	95
3	335	351	333	449	353	495	421	376	471	490	582	575	354	190
4	388	373	538	392	457	405	390	426	540	570	618	468	362	304
5	253	228	222	173	295	323	290	318	227	238	269	207	205	218
6	104	79	66	66	116	135	150	176	111	98	91	118	66	84
7+	34	18	13	22	39	79	85	85	55	41	33	57	42	37
Total	1248	1239	1464	1333	1502	1712	1545	1662	1612	1731	1967	1922	1262	931

Others														
Age	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0	33	202	306	124	159	244	453	131	63	67	53	117	199	98
1	24	140	132	110	91	248	304	173	75	84	117	76	67	94
2	7	28	44	27	28	33	48	39	8	20	44	3	5	9
3	3	5	17	8	8	14	11	8	6	6	4	3	2	17
4	3	1	5	4	5	5	6	4	8	7	2	2	2	7
5	1		2	4	2	3	3	3	19	24	1	2	2	3
6					1	1	1	1	8	6		1	1	
7+														
Total	71	376	506	278	293	548	827	358	186	213	221	205	278	229

Age	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	106	62	236	185	160	149	137	108	231	370	322	181	302	700
1	61	38	180	191	112	67	98	89	72	126	152	123	157	129
2	4	2	15	19	23	23	17	16	18	11	19	19	37	21
3	9	7	5	4	9	13	5	6	13	3	8	6	18	5
4	4	4	2	1	5	8	3	2	7	2	4	2	11	1
5	2	2	1	1	3	4	2	1	1	2	3	1	2	1
6					1	2	1	1	1	1	2	1		
7+											1			
Total	186	117	439	401	313	266	263	223	344	516	511	332	527	858

Catch-at-age (thousand of fish) by type of fishery based on the Hallier (SCRS/2004/039) growth curve.
 Fisheries are categorized into 7 types; 1) Ghana, 2) PS EU, 3) PS Nei, 4) BB Dakar, 5) BB North, 6) LL All, and 7) others.

Total														
Age	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0	489	1625	1913	967	1286	1542	2917	1647	2133	2425	1699	2374	1501	1550
1	295	729	646	825	605	1068	1440	1337	1120	1473	886	985	796	504
2	291	202	324	285	393	258	371	295	308	406	421	334	316	374
3	265	190	246	237	208	395	309	365	255	345	374	361	297	404
4	283	159	189	187	146	248	302	382	263	294	371	294	262	340
5	195	123	126	128	82	132	123	176	145	164	203	143	130	144
6	104	66	69	70	44	71	59	71	68	68	91	71	51	59
7+	127	52	64	62	40	59	49	57	58	50	54	46	35	37
Total	2049	3145	3577	2760	2804	3774	5571	4330	4349	5225	4099	4609	3387	3411

Age	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	2092	3672	4369	3825	4425	5454	4891	6062	5176	6184	6171	4422	6821	5269
1	926	971	1447	1907	2161	2156	2368	2040	1978	1888	3458	2342	2130	1717
2	270	410	668	637	900	976	768	689	666	596	831	827	493	305
3	443	453	474	582	544	671	698	550	642	579	676	617	478	268
4	418	423	551	404	505	428	408	452	531	542	599	436	380	320
5	224	213	195	171	272	308	265	297	200	220	227	173	180	197
6	93	81	58	67	118	143	143	160	100	101	83	92	57	75
7+	59	35	33	44	86	127	145	157	89	86	54	94	62	60
Total	4526	6258	7796	7636	9012	10264	9686	10406	9385	10196	12099	9003	10599	8210

Ghana														
Age	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0	6	28	26	8	20	32	114	74	72	1035	568	679	385	390
1	3	12	8	7	8	20	52	55	62	44	94	67	91	80
2	1	1	2	1	2	2	5	5	2		14			3
3			1			1	1	2			2			
4							1	1						
5								1						
6								1						
7+														
Total	10	41	39	17	31	56	174	138	137	1079	678	747	475	472

Age	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	734	2031	1777	893	438	734	887	1376	1400	2626	2528	1031	3908	1413
1	178	251	106	332	200	246	287	218	468	637	1793	784	940	713
2		1			46	48	40	44	52	42	2			1
3					11	14	10	8	12	12				
4					3	4	2	2	5	9				
5					2	2	3	2	4	13				
6					2	1	2	1	4	10				
7+					1		1		1	8				
Total	912	2284	1884	1226	703	1050	1234	1652	1947	3356	4323	1816	4847	2126

PS EU														
Age	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0	343	1133	1254	569	834	941	1957	1190	1747	1214	829	1378	831	980
1	157	470	399	468	346	588	904	885	765	1091	405	442	363	221
2	54	43	117	84	71	51	83	75	102	138	43	49	31	65
3	13	6	40	25	15	25	21	30	19	32	10	12	9	27
4	19	1	22	11	14	12	15	21	11	15	6	14	12	17
5	6		9	7	7	6	8	15	7	4	5	5	8	4
6	1		3	2	3	2	3	9	4	2	3	3	2	1
7+								1						
Total	594	1654	1842	1165	1291	1627	2992	2225	2657	2496	1302	1904	1256	1315

Age	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	1129	1148	1868	1962	2666	3065	2350	2661	2075	1778	1537	1909	1384	2142
1	373	381	636	845	1166	1013	989	749	583	335	486	741	480	494
2	29	63	135	119	279	213	142	163	69	28	42	63	85	52
3	9	11	31	36	66	54	34	39	16	8	17	14	24	16
4	6	12	5	12	18	15	8	9	7	4	6	6	12	8
5	4	6	2	8	12	15	6	6	5	6	3	3	5	6
6	2	2	1	4	10	10	5	4	4	5	2	2	2	3
7+				2	9	5	3	1	2	3	2	1	1	2
Total	1553	1624	2677	2988	4225	4391	3538	3632	2759	2167	2095	2739	1995	2724

PS Nei														
Age	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0								32	141	5			11	3
1								23	80	18			6	
2								2	9	3				
3								1	2	1				
4								1	1					
5									1					
6														
7+														
Total								59	235	26			18	4

Age	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	15	109	294	630	996	1297	1367	1626	1252	1015	1170	803	811	774
1	8	25	141	252	378	384	502	622	369	224	280	263	220	209
2	1	6	28	34	103	86	71	106	39	19	39	21	40	20
3		1	7	10	24	20	17	21	8	3	15	3	12	6
4		1	1	4	7	8	3	3	3	2	3	1	4	2
5		1	1	3	6	10	3	2	2	1	1		1	1
6				2	5	9	6	1	1	1	1			1
7+				1	4	5	5		1	1				
Total	23	142	472	936	1523	1818	1974	2381	1675	1265	1509	1092	1089	1014

Age	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0	92	229	288	247	235	283	324	175	92	71	236	142	48	54
1	62	108	98	210	112	192	162	147	108	133	144	220	146	47
2	67	39	43	59	59	31	40	28	42	62	93	82	100	86
3	26	28	25	27	17	45	22	14	12	29	26	36	45	57
4	14	15	14	20	10	22	15	7	8	16	31	10	13	12
5	15	10	10	15	6	10	5	5	6	4	19	6	4	2
6	9	7	6	10	5	6	3	3	5	3	9	3	3	1
7+	15	7	12	9	6	4	2	3	7	1	4	2	3	
Total	300	443	496	597	450	593	574	383	281	318	562	501	362	260

Age	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	90	316	96	86	82	134	99	134	113	338	543	435	363	184
1	164	202	145	143	138	118	146	164	125	393	381	306	240	157
2	40	82	33	25	40	49	36	43	35	73	71	104	63	36
3	21	33	10	4	11	11	22	24	14	11	22	28	27	18
4	16	9	1		2	3	2	3	6	2	5	7	8	5
5	6	5				2			1	1		1	1	1
6	1	4												
7+														
Total	338	653	285	258	275	317	305	368	294	819	1023	881	702	401

BB North														
Age	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0	6	1	2	2	17	2	4	4	2	26	8	31	10	3
1	26	10	8	10	23	16	18	22	21	71	81	178	109	52
2	63	21	20	29	45	15	34	19	40	43	50	95	68	37
3	26	19	20	20	15	34	24	11	24	32	36	60	32	20
4	11	10	11	19	7	17	17	5	29	15	42	28	23	11
5	16	7	10	15	5	7	5	3	6	8	13	7	3	3
6	10	5	7	11	4	5	3	2	2	1	7	2	1	1
7+	17	5	15	11	7	4	2	3	1		3	1	2	1
Total	174	76	93	117	122	99	107	69	125	196	239	402	249	128

Age	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	3	3	48	24	22	52	23	118	89	21	37	19	9	13
1	125	28	223	153	121	272	298	140	339	169	363	78	51	43
2	53	55	180	165	215	278	286	76	221	90	200	88	64	60
3	52	47	61	86	57	82	161	66	80	38	58	26	45	20
4	30	51	49	47	48	16	42	38	22	10	11	10	7	14
5	2	12	9	15	8	8	11	22	2	4	1	1	1	4
6		3	3	3	1	1	4	14		3				1
7+		1	1	1		1	3	15		6				
Total	266	200	575	494	472	710	828	489	754	342	671	222	176	155

LL All														
Age	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0	2			1	1		5	6	1	1		1		
1	29	11	26	26	38	32	44	55	20	31	34	26	27	29
2	99	79	103	92	194	135	175	138	106	146	192	104	114	174

3	196	133	150	158	155	279	231	300	193	247	297	249	208	283
4	236	133	137	134	109	192	248	343	206	241	290	239	212	293
5	158	105	95	88	62	105	102	150	108	126	164	124	113	133
6	84	54	53	47	31	58	48	55	48	56	72	62	44	56
7+	96	40	37	41	27	51	45	51	48	49	48	44	30	36
Total	900	555	601	587	617	852	897	1098	729	897	1097	849	748	1003

Age	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	1				25	6	8	18				13	16	
1	32	47	62	30	77	66	63	73	32	36	31	74	64	8
2	143	201	278	277	195	283	179	245	236	336	460	535	206	119
3	352	353	363	443	369	480	451	387	499	504	557	543	353	204
4	361	346	492	340	423	375	347	397	483	513	570	410	341	289
5	210	187	183	145	242	268	240	263	185	193	220	166	169	184
6	90	72	54	57	100	120	126	139	90	81	78	89	53	70
7+	59	34	32	40	71	115	131	140	85	68	50	92	60	57
Total	1248	1239	1464	1333	1502	1712	1545	1662	1612	1731	1967	1922	1262	931

Others														
Age	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
0	40	234	342	140	178	284	514	167	76	74	57	142	215	118
1	18	119	107	103	79	220	259	149	64	84	128	52	53	76
2	7	19	39	20	22	25	35	28	7	14	30	3	4	9
3	3	4	11	7	7	11	9	6	5	4	3	3	2	15
4	2	1	5	4	4	5	6	4	8	8	2	2	2	7
5	1		2	3	2	2	3	2	17	21	1	2	1	2
6			1	1	1	1	1	1	8	7		1	1	
7+									1	1				
Total	71	376	506	278	293	548	827	358	186	213	221	205	278	229

Age	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	120	64	286	229	196	166	158	129	247	405	356	212	331	742
1	47	37	133	151	81	56	82	73	62	95	123	96	135	93
2	4	2	14	17	21	20	12	13	14	8	17	16	34	18
3	8	7	3	3	5	11	4	5	13	3	7	4	17	3
4	4	4	2	1	5	7	2	1	6	2	4	1	8	1
5	2	2	1		3	4	2	1	1	2	2	1	2	1
6					1	2	1	1	1	1	1	1	1	
7+					1	1				1	1	1		
Total	186	117	439	401	313	266	263	223	344	516	511	332	527	858

Table 5. Available bigeye tuna biomass indices used in the assessment for the base combined index. The combined index was estimated using a GLM weighted by the annual proportion of catch of each fishery with regard to the total longline catch of bigeye tuna.

Year	Japan wgt index Central Area lognormal model	US LL Number to biomass index	Chinese Taipei wgt index Scaling NO	Combined Index Wgt by % catch @ year
1961	1.521			1.521
1962	1.396			1.396
1963	1.907			1.907
1964	1.604			1.604
1965	1.347			1.347
1966	2.481			2.481
1967	1.678			1.678
1968	2.101			2.101
1969	1.636			1.636
1970	1.935			1.935
1971	1.538			1.538
1972	1.575			1.575
1973	1.997			1.997
1974	1.707			1.707
1975	1.115			1.115
1976	1.147			1.147
1977	2.282			2.282
1978	1.719			1.719
1979	1.673			1.673
1980	1.743			1.743
1981	1.428		1.465	1.431
1982	1.355		1.201	1.346
1983	1.362		1.098	1.337
1984	1.416		1.262	1.410

<i>Year</i>	<i>Japan wgt index Central Area lognormal model</i>	<i>US LL Number to biomass index</i>	<i>Chinese Taipei wgt index Scaling NO</i>	<i>Combined Index Wgt by % catch @ year</i>
1985	1.405		1.061	1.392
1986	1.473		0.864	1.444
1987	1.706	1.885	0.919	1.657
1988	1.635	1.339	0.777	1.592
1989	1.218	1.441	0.746	1.210
1990	1.059	0.984	0.779	1.019
1991	1.049	1.045	0.857	0.989
1992	1.203	0.841	0.861	1.113
1993	1.103	0.733	1.236	1.133
1994	1.129	0.812	1.383	1.209
1995	1.094	0.760	1.502	1.223
1996	0.810	0.862	1.503	1.082
1997	0.687	0.803	1.063	0.845
1998	0.652	0.700	0.756	0.694
1999	0.653	1.009	0.787	0.718
2000	0.733	0.752	0.825	0.770
2001	0.643	1.112	0.891	0.768
2002	0.626	0.921	1.115	0.895
2003		0.569		

Table 6. Available bigeye tuna standardized CPUE indices in numbers of fish, age-aggregated.

<i>Year</i>	<i>Index in numbers of fish</i>				
	<i>Japan Index whole Atlantic</i>	<i>Japan Index Main Fishing grounds</i>	<i>Chinese Taipei Scaled YES</i>	<i>Chinese Taipei Scaled NO</i>	<i>US logbook index</i>
1961	1.040	1.206			
1962	0.989	1.155			
1963	1.046	1.288			
1964	0.943	1.095			
1965	1.067	1.050			
1966	0.984	1.081			
1967	1.033	1.213			
1968	1.167	1.422			
1969	1.138	1.235			
1970	1.092	1.036			
1971	1.033	1.053			
1972	1.089	1.079			
1973	1.513	1.368			
1974	1.386	1.334			
1975	1.085	0.879			
1976	1.140	0.886			
1977	1.474	1.656			
1978	1.382	1.309			
1979	1.337	1.256			
1980	1.385	1.273			
1981	1.089	1.075	2.280	2.277	
1982	1.083	1.016	2.020	2.020	
1983	1.116	1.112	2.039	1.977	
1984	1.138	1.060	2.020	2.024	
1985	1.131	1.044	1.916	1.856	
1986	1.111	1.126	1.805	1.767	
1987	1.171	1.276	1.999	2.044	1.752
1988	1.140	1.238	1.426	1.436	1.245
1989	0.930	0.932	1.330	1.326	1.340
1990	0.881	0.800	1.425	1.367	0.915
1991	0.853	0.801	1.590	1.500	0.972
1992	0.841	0.821	1.490	1.489	0.782
1993	0.844	0.812	1.576	1.967	0.874
1994	0.785	0.705	1.415	2.445	0.876
1995	0.745	0.660	1.288	2.302	0.810
1996	0.654	0.554	1.291	2.390	0.912
1997	0.610	0.523	1.540	1.542	0.849
1998	0.602	0.492	1.275	1.023	0.893
1999	0.636	0.534	1.198	1.061	1.128
2000	0.639	0.595	1.120	1.117	0.911
2001	0.562	0.492	1.065	1.206	1.058
2002	0.512	0.457	1.000	1.470	1.040
2003	0.604				0.644

Table 7. Comparison of two growth curves (von Bertalanffy) for Atlantic bigeye tuna.

Growth curve	Hallier <i>et. al.</i> (SCRS/2004/039) L_{∞} =217.3, k =0.18, t_0 =-0.709				Cayré and Diouf (SCRS/83/80) L_{∞} =285.4, k =0.112, t_0 =-1.0			
L-W	Parks1982 $W=2.4E-5*L^{2.9774}$							
Age	Start of the year		Mid year		Start of the year		Mid year	
	FL (cm)	BW (kg)	FL (cm)	BW (kg)	FL (cm)	BW (kg)	FL (cm)	BW (kg)
0	26.0	0.4	42.5	1.7	30.4	0.6	44.4	1.9
1	57.5	4.2	71.3	7.9	57.6	4.2	70.1	7.5
2	83.9	12.8	95.3	18.7	81.9	11.9	93.0	17.4
3	105.8	25.6	115.4	33.1	103.6	24.0	113.5	31.5
4	124.2	41.2	132.2	49.6	122.9	39.9	131.8	49.2
5	139.5	58.2	146.2	66.9	140.3	59.1	148.2	69.7
6	152.3	75.6	157.9	84.2	155.7	80.7	162.8	92.2
7	163.0	92.6	167.7	100.7	169.5	104.0	175.9	116.0
8	172.0	108.5	175.9	116.0	181.9	128.2	187.6	140.4
9	179.4	123.1	182.7	129.9	192.9	152.7	198.0	165.0
10	185.7	136.3	188.4	142.3	202.8	177.2	207.3	189.2
11	190.9	148.0	193.2	153.3	211.6	201.1	215.6	212.7
12	195.2	158.3	197.1	162.9	219.4	224.1	223.1	235.3
13	198.9	167.2	200.5	171.2	226.5	246.2	229.7	256.8
14	201.9	174.9	203.2	178.4	232.7	267.1	235.6	277.1
15	204.4	181.6	205.6	184.5	238.4	286.7	240.9	296.0
16	206.6	187.2	207.5	189.7	243.4	305.0	245.7	313.7
17	208.3	192.0	209.1	194.1	247.8	322.0	249.9	330.1
18	209.8	196.1	210.5	197.9	251.8	337.8	253.7	345.2

Table 8. Summary of the result of analysis by ASPIC.

<i>Parameter</i>	<i>Estimate</i>
MSY (t)	102,400
B _{MSY} (t)	222,200
F _{MSY}	0.461
B/B _{MSY}	1.068
F/F _{MSY}	0.729

Table 9. Results of the ASPIC generalized production model fit.

MODEL PARAMETER ESTIMATES (NON-BOOTSTRAPPED)

Parameter		Estimate	User/pgm guess	2nd guess	Estimated	User guess
B1/K	Starting relative biomass (in 1950)	1.000E+00	1.000E+00	6.291E-01	0	1
MSY	Maximum sustainable yield	1.024E+05	1.300E+04	4.589E+04	1	1
K	Maximum population size	5.016E+05	3.000E+05	2.753E+05	1	1
phi	Shape of production curve (Bmsy/K)	0.4431	1.100E-01	5.850E-01	1	1
----- Catchability Coefficients by Data Series -----						
q(1)	BET CPUE, Yield (2004 catch, 2004 CPUE-	3.707E-06	3.000E-05	2.850E-03	1	1

MANAGEMENT and DERIVED PARAMETER ESTIMATES (NON-BOOTSTRAPPED)

Parameter		Estimate	Logistic formula	General formula
MSY	Maximum sustainable yield	1.024E+05	----	----
B _{MSY}	Stock biomass giving MSY	2.222E+05	K/2	K*n**(1/(1-n))
F _{MSY}	Fishing mortality rate at MSY	4.606E-01	MSY/B _{MSY}	MSY/B _{MSY}
n	Exponent in production function	1.4894	----	----
g	Fletcher's gamma	6.869E+00	----	[n**(n/(n-1))]/[n-1]
B./B _{MSY}	Ratio: B(2003)/B _{MSY}	1.068E+00	----	----
F./F _{MSY}	Ratio: F(2002)/F _{MSY}	7.291E-01	----	----
F _{MSY} /F.	Ratio: F _{MSY} /F(2002)	1.372E+00	----	----
Y.(F _{MSY})	Approx. yield available at Fmsy in 2003	1.093E+05	MSY*B./B _{MSY}	MSY*B./B _{MSY}
	...as proportion of MSY	1.068E+00	----	----
Ye.	Equilibrium yield available in 2003	1.020E+05	4*MSY*(B/K-(B/K)**2)	g*MSY*(B/K-(B/K)**n)
	...as proportion of MSY	9.966E-01	----	----
----- Fishing effort rate at MSY in units of each CE or CC series -----				
f _{MSY} (1)	BET CPUE, Yield (2004 catch, 2004 CPUE-	1.243E+05	Fmsy/q(1)	Fmsy/q(1)

BET 2004 combined indices (weighted) for JP US TW LL 01: CPUE ASPIC5 PT YLD FIX B1/K

Page 3

* Asterisk indicates missing value(s).

BET 2004 combined indices (weighted) for JP US TW LL 01: CPUE ASPIC5 PT YLD FIX B1/K

Page 4

ESTIMATES FROM BOOTSTRAPPED ANALYSIS

Table 10. Benchmarks estimated with PRODFIT (combined index).

$k=5$	MSY (1000 t)	F_{opt}	Y_{2002}/MSY
Best fit	110.2 (m=1.003)	1.30	0.87
m=0	204.0	infinite	0.47
m=1	110.3	1.30	0.87
m=2	106.6	0.98	0.90
$k=8$	MSY (1000 t)	F_{opt}	Y_{2002}/MSY
Best fit	113.1 (1.002)	1.23	0.85

Table 11. Benchmarks estimated with PRODFIT (using the Japanese central area longline index) compared with the previous assessment (2002, in parenthesis).

$k=5$	MSY (1000 t)	F_{opt}	Y_{2002}/MSY
Best fit	116.3 (102.1)	1.08 (0.78)	0.82 (0.94)
m=0	216.0 (164.2)	infinite (infinite)	0.44 (0.59)
m=1	116.2 (102.0)	1.08 (0.78)	0.82 (0.95)
m=2	114.3 (114.1)	0.83 (0.71)	0.84 (0.85)

Table 12. Input for the four Bayesian surplus production model runs. See BSP 1.0 User's manual (McAllister and Babcock, 2004) for a complete description of the variable names. Input variables not listed were not applicable to these runs and were set equal to zero.

	Base Model	S1	S2	S3
Catch	Total annual landings in biomass (t) 1950-1992			
CPUE series	Combined Index (Base, weighted by catch %) 1961-2002	Combined Index (Sensitivity, weighted by catch %) 1961-2002	Combined Index (Base, unweighted) 1961-2002	Combined Index (Sensitivity, unweighted) 1961-2002
bayesian	1	1	1	1
fletcher	0	0	0	0
F_iterate	1	1	1	1
impfunc	0	0	0	0
isetcov	1	1	1	1
expand_imp	2	2	2	2
degf	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
iwted	10	10	10	10
nind	1	1	1	1
ifyrdata%	1961	1961	1961	1961
iendyrdata%	2001	2001	2001	2001
ifyr	1950	1950	1950	1950
ifyrobscat	1950	1950	1950	1950
icur	2002	2002	2002	2002
estr	1	1	1	1
ltransr	0	0	0	0
aminr	0.1	0.1	0.1	0.1
amaxr	1.5	1.5	1.5	1.5
estk	1	1	1	1
ltransk	1	1	1	1
aminK	1.50E+05	1.50E+05	1.50E+05	1.50E+05
amaxk	2.50E+06	2.50E+06	2.50E+06	2.50E+06
estab0	1	1	1	1
ltransab0	0	0	0	0
aminab0	0.5	0.5	0.5	0.5
amaxab0	2	2	2	2
ltransig	1	1	1	1
aminsig	1.00E-05	1.00E-05	1.00E-05	1.00E-05
amaxsig	1	1	1	1
alphamean	1	1	1	1
alphasd	0.01	0.01	0.01	0.01
sigmaprior	0	0	0	0
sigmamed	0.1	0.1	0.1	0.1
sigmasd	0.5	0.5	0.5	0.5
rprior	1	1	1	1
armean	0.6	0.6	0.6	0.6
avarr	0.09	0.09	0.09	0.09
logKprior	0	0	0	0
qprior	0	0	0	0

Table 13. Management benchmarks estimated by the Bayesian surplus production model for the base case and three sensitivity runs.

	<i>Base Case</i>		<i>S1</i>		<i>S2</i>		<i>S3</i>	
Benchmark	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
K	794168	205854	824296	207047	854032	221619	810462	206128
r	0.508	0.167	0.524	0.159	0.479	0.156	0.543	0.168
MSY	92644	7347	100059	7436	94097	8000	101675	7831
B(2002)	332040	89121	442834	111531	397047	105050	447470	112211
B(2002)/K	0.423	0.070	0.542	0.064	0.470	0.073	0.557	0.066
B(1950)	793462	205855	823626	206993	853395	221585	809816	206090
B(2002)/B(1950)	0.424	0.070	0.542	0.064	0.471	0.073	0.558	0.066
C(2002)/MSY	0.820	0.067	0.759	0.057	0.808	0.071	0.747	0.058
Sigma	0.034	0.008	0.026	0.006	0.038	0.009	0.029	0.007
F(2002)/F _{MSY}	1.006	0.242	0.716	0.139	0.890	0.214	0.686	0.136
B(2002)/B _{MSY}	0.847	0.140	1.083	0.129	0.941	0.145	1.115	0.133
C(2002)/Rep Yield	0.862	0.107	0.776	0.047	0.830	0.090	0.770	0.043
B _{MSY}	397084	102927	412148	103524	427016	110809	405231	103064
Replacement Yield	88849	10049	97550	5463	91861	8994	98314	5035

Table 14. Specifications for the sensitivity analyses conducted with the Delay-Difference model.

<i>Run</i>	<i>CPUEindex</i>	<i>Process</i>	<i>Stepness prior</i>	<i>M</i>	<i>exp(-M)</i>
DDRRun1	JpnLL	Yes	0.9 (CV=0.2)	0.45	0.64
DDRRun2	JpnLL USA unweighted	Yes	0.9 (CV=0.2)	0.45	0.64

Table 15. Results of the sensitivity analyses conducted with the Delay-Difference model.

<i>Run</i>	<i>B₁₉₅₀</i>	<i>R₁₉₅₀</i>	<i>B₂₀₀₃/B₁₉₅₀</i>	<i>B₂₀₀₃/B₀₁</i>	<i>F₂₀₀₂/F₀₁</i>	<i>MSY</i>	<i>RY₂₀₀₄</i>
DDRRun1	802125	105330	0.43	0.99	0.88	113964	103293
DDRRun2	894607	117474	0.54	1.23	0.52	127104	101178

Table 16. Inputs and outputs for run DDRUN1 of the Delay-Difference model.

rho	l	a	b	q								
1	0.64	300208.2	2.850	9.1E-05								
	<i>Observed Data</i>				<i>Predictions</i>							
<i>Year</i>	<i>Yield</i>	<i>Effort</i>	<i>CPUE</i>	<i>ln(U)</i>	<i>Escape</i>	<i>Recruits</i>	<i>Biomass</i>	<i>Yield</i>	<i>CPUE</i>	<i>Expl. F</i>	<i>rate ln(U)</i>	<i>Errors Process</i>
1949	0				802125		802125					
1950	808				801317	105330	802125			0.001		
1951	1651				800474	105330	802125			0.002		
1952	2018				799001	105330	801019			0.003		
1953	2951				796681	105330	799632			0.004		
1954	2932				794719	105330	797651			0.004		
1955	4808				791277	105330	796085			0.006		
1956	2769				790484	105330	793253			0.003		
1957	8720				784094	105330	792814			0.011		
1958	4290				783108	105330	787398			0.005		
1959	7732				779209	105330	786941			0.010		
1960	9087				774675	105330	783762			0.012		
1961	17012	310.8	54.744	4.003	754836	97069	771848	21470	69.09	0.028	0.022	4.235 -0.082
1962	23065	458.9	50.263	3.917	732695	101169	755760	30837	67.20	0.042	0.031	4.208 -0.040
1963	25985	378.6	68.643	4.229	714829	103967	740814	25026	66.11	0.034	0.035	4.191 -0.013
1964	23489	406.8	57.745	4.056	704623	103964	728112	26397	64.89	0.037	0.032	4.173 -0.013
1965	39234	809.3	48.479	3.881	683491	105402	722725	51194	63.26	0.073	0.054	4.147 0.001
1966	25057	280.5	89.320	4.492	688748	113105	713805	17949	63.98	0.025	0.035	4.159 0.071
1967	25028	414.4	60.401	4.101	692162	106992	717190	26477	63.90	0.038	0.035	4.157 0.016
1968	23726	313.7	75.634	4.326	696657	107951	720383	20225	64.47	0.028	0.033	4.166 0.025
1969	36746	623.9	58.898	4.076	684823	105296	721569	39732	63.68	0.057	0.051	4.154 0.000
1970	42297	607.3	69.653	4.244	669452	107240	711749	38175	62.86	0.055	0.059	4.141 0.018
1971	55774	1007.4	55.364	4.014	641793	105726	697567	60965	60.52	0.091	0.080	4.103 0.004

1972	47170	832.1	56.686	4.038	629187	108323	676357	49211	59.14	0.076	0.070	4.080	0.028
1973	56976	792.6	71.887	4.275	609003	106341	665979	46235	58.33	0.072	0.086	4.066	0.010
1974	64069	1042.7	61.446	4.118	582706	104063	646775	58413	56.02	0.095	0.099	4.026	-0.012
1975	61301	1526.7	40.152	3.693	563529	104805	624830	80866	52.97	0.139	0.098	3.970	-0.005
1976	45302	1096.9	41.301	3.721	574670	114996	619972	58761	53.57	0.100	0.073	3.981	0.088
1977	54880	668.1	82.140	4.408	584842	119243	639722	37648	56.35	0.061	0.086	4.032	0.124
1978	52693	851.7	61.866	4.125	590303	110773	642996	47843	56.17	0.077	0.082	4.028	0.050
1979	45975	763.6	60.208	4.098	596962	108442	642937	43059	56.39	0.069	0.072	4.032	0.029
1980	63596	1013.8	62.731	4.139	581303	106458	644900	56703	55.93	0.092	0.099	4.024	0.011
1981	67753	1318.0	51.406	3.940	560197	105411	627950	70813	53.73	0.120	0.108	3.984	0.001
1982	73493	1506.3	48.792	3.888	536372	106311	609865	77942	51.75	0.137	0.121	3.946	0.009
1983	59370	1211.3	49.015	3.892	534266	109937	593637	61816	51.03	0.110	0.100	3.932	0.043
1984	71052	1394.0	50.970	3.931	519371	105359	590423	70182	50.35	0.127	0.120	3.919	0.000
1985	78215	1546.7	50.570	3.923	505584	112545	583799	76476	49.45	0.140	0.134	3.901	0.066
1986	65396	1233.4	53.023	3.971	507998	111515	573395	60737	49.25	0.112	0.114	3.897	0.057
1987	55976	911.7	61.399	4.117	515803	106061	571778	45416	49.82	0.083	0.098	3.908	0.007
1988	65796	1118.2	58.839	4.075	508617	102950	574413	55450	49.59	0.102	0.115	3.904	-0.023
1989	78068	1780.7	43.842	3.781	485711	100850	563779	84151	47.26	0.162	0.138	3.856	-0.043
1990	84337	2212.8	38.113	3.641	462272	105357	546609	99478	44.96	0.201	0.154	3.806	0.000
1991	94795	2511.4	37.746	3.631	434643	106928	529438	107933	42.98	0.228	0.179	3.761	0.015
1992	97758	2257.2	43.309	3.768	412551	110322	510308	94551	41.89	0.205	0.192	3.735	0.046
1993	110060	2772.9	39.691	3.681	382799	109611	492858	109683	39.55	0.252	0.223	3.678	0.040
1994	129512	3185.9	40.651	3.705	336833	108454	466345	117124	36.76	0.289	0.278	3.604	0.029
1995	123155	3127.3	39.381	3.673	299265	105283	422420	104403	33.38	0.284	0.292	3.508	0.000
1996	119114	4082.8	29.175	3.373	265075	99570	384189	118985	29.14	0.371	0.310	3.372	-0.056
1997	105647	4270.4	24.740	3.208	248073	99630	353720	113672	26.62	0.388	0.299	3.282	-0.056
1998	109887	4683.4	23.463	3.155	232929	102042	342815	118730	25.35	0.425	0.321	3.233	-0.032
1999	121177	5154.2	23.510	3.157	211317	103979	332494	124248	24.11	0.468	0.364	3.182	-0.013
2000	102423	3882.5	26.381	3.273	210421	103548	312844	92927	23.93	0.352	0.327	3.175	-0.017
2001	95723	4132.5	23.163	3.143	215534	100704	311258	97367	23.56	0.375	0.308	3.160	-0.045
2002	75479.7	3348.5	22.5416	3.115	242812	102671	318292	83431	24.92	0.304	0.237	3.216	-0.026
2003		25.7079			348128	105330	348128						

Table 17. Specifications for the various runs made with VPA-2Box, which are distinct from previous assessments.

Run	Indices	F-ratio	Catch-at-age used	Index weighting
6	Taiwan LL, US LL, Japan LL	Random walk $\sigma=0.2$	Hallier et al.	Equal
7	US LL, Japan LL	Random walk $\sigma=0.2$	Hallier et al.	Equal
8	Taiwan LL, US LL, Japan LL	Random walk $\sigma=0.2$	Cayré and Diouf	Equal

Table 18. VPA summary statistics.

Run	Total Objective Function	AIC	AICC	BIC	Log-Likelihood Deviance	Log-Posteriors	Constraints	Data Points	Parameters	Errors (Bounds)
6	-53.06	83.18	159.96	157.63	9.91	43.15	0	66	34	No
7	-50.36	46.14	270.54	105.02	7.13	43.23	0	44	33	No
8	-46.44	96.41	173.19	170.86	3.36	43.09	0	66	34	No

Table 19. Fishing mortality rate estimates (Run 6).

<i>Year</i>	<i>Age0</i>	<i>Age1</i>	<i>Age2</i>	<i>Age3</i>	<i>Age4</i>	<i>Age5</i>	<i>Age6</i>	<i>Age7+</i>	<i>Fratio</i>
1975	0.012	0.016	0.030	0.039	0.062	0.055	0.061	0.022	0.361
1976	0.041	0.041	0.021	0.030	0.036	0.042	0.029	0.011	0.379
1977	0.049	0.037	0.035	0.039	0.047	0.044	0.037	0.014	0.378
1978	0.025	0.049	0.032	0.040	0.046	0.050	0.038	0.014	0.368
1979	0.030	0.036	0.046	0.036	0.038	0.032	0.027	0.010	0.370
1980	0.038	0.057	0.030	0.072	0.067	0.053	0.042	0.016	0.381
1981	0.074	0.083	0.039	0.055	0.090	0.053	0.038	0.014	0.368
1982	0.043	0.082	0.033	0.060	0.111	0.085	0.048	0.017	0.354
1983	0.056	0.069	0.037	0.045	0.069	0.069	0.053	0.018	0.340
1984	0.050	0.092	0.049	0.066	0.082	0.068	0.051	0.017	0.333
1985	0.039	0.043	0.053	0.072	0.115	0.092	0.060	0.019	0.317
1986	0.058	0.053	0.031	0.072	0.092	0.073	0.052	0.016	0.308
1987	0.039	0.046	0.033	0.043	0.084	0.065	0.041	0.013	0.317
1988	0.043	0.030	0.042	0.066	0.078	0.075	0.047	0.014	0.298
1989	0.059	0.060	0.031	0.078	0.111	0.083	0.078	0.023	0.295
1990	0.106	0.064	0.053	0.082	0.123	0.093	0.048	0.014	0.292
1991	0.117	0.103	0.089	0.098	0.167	0.095	0.041	0.012	0.293
1992	0.103	0.128	0.093	0.128	0.140	0.088	0.052	0.016	0.308
1993	0.111	0.147	0.128	0.132	0.195	0.164	0.100	0.033	0.330
1994	0.154	0.136	0.143	0.165	0.181	0.218	0.151	0.053	0.351
1995	0.155	0.175	0.102	0.179	0.177	0.203	0.185	0.070	0.378
1996	0.183	0.169	0.110	0.122	0.210	0.236	0.226	0.090	0.398
1997	0.146	0.158	0.120	0.176	0.206	0.168	0.144	0.060	0.417
1998	0.128	0.136	0.102	0.180	0.276	0.153	0.148	0.063	0.426
1999	0.199	0.186	0.128	0.199	0.359	0.222	0.097	0.042	0.433
2000	0.182	0.206	0.096	0.163	0.238	0.207	0.163	0.071	0.436
2001	0.192	0.240	0.095	0.091	0.178	0.181	0.120	0.052	0.433
2002	0.099	0.127	0.076	0.084	0.100	0.163	0.131	0.057	0.435

Table 20. Abundance at the beginning of the year estimates (Run 6).

<i>Year</i>	<i>Age 0</i>	<i>Age 1</i>	<i>Age 2</i>	<i>Age 3</i>	<i>Age 4</i>	<i>Age 5</i>	<i>Age 6</i>	<i>Age 7+</i>
1975	59461556	26749579	11805931	8458924	5700191	4371764	2140068	7037347
1976	59067707	26398773	11826799	7677467	5455321	3591249	2772478	5963810
1977	58318517	25483219	11387287	7763277	4992005	3527656	2307768	5761164
1978	56275692	24959717	11029635	7370087	5003686	3192987	2262392	5299656
1979	63698044	24655852	10678665	7161720	4748084	3202284	2036569	4962009
1980	60658095	27783980	10684451	6839089	4631834	3064483	2079882	4623162
1981	58838415	26251054	11789556	6952027	4264019	2903449	1947337	4387592
1982	56510113	24542929	10860584	7601445	4409242	2613234	1846339	4158152
1983	56764525	24319586	10160008	7040742	4799209	2645845	1608603	3920921
1984	71740783	24118976	10199745	6560583	4512166	3003686	1656135	3604074
1985	64379245	30657521	9881349	6507707	4117896	2786183	1880261	3429449
1986	60837652	27821176	13198785	6281764	4058405	2459479	1703369	3441193
1987	57052852	25792295	11859901	8576152	3918084	2482057	1532476	3353077
1988	53052386	24658507	11071388	7693017	5507928	2413751	1558557	3204981
1989	53219975	22829373	10751192	7117608	4829326	3416525	1501281	3114569
1990	52896791	22553047	9655812	6987068	4411840	2898082	2108180	2970081
1991	57170143	21387404	9502489	6139812	4315792	2615023	1770076	3309466
1992	56205929	22858198	8671822	5827979	3731099	2447673	1594400	3330678
1993	60714106	22775241	9036744	5296499	3435582	2173601	1501810	3211431
1994	55054772	24413259	8836174	5328785	3109828	1894540	1236778	2993728
1995	48924330	21213102	9574659	5132921	3029216	1738645	1021252	2616533
1996	51978516	18822998	8003545	5795625	2876100	1700852	951228	2204895
1997	54974311	19445765	7141074	4806652	3439489	1562598	900498	1859226
1998	73952981	21354696	7459458	4247051	2702866	1876319	885319	1696221
1999	48984738	29226666	8373661	4517168	2378844	1374752	1079635	1578832
2000	38060584	18034203	10902332	4940410	2481868	1113068	737995	1671494
2001	56098988	14249458	6594841	6637691	2812457	1311875	606689	1464311
2002	80334457	20810235	5034367	4020944	4061955	1578315	734112	1292064
2003		32679837	8239424	3127163	2477833	2463521	898559	1249238

Table 21. Input parameters used in ELBUEY.

<i>Age</i>	<i>Weight</i>	<i>Selectivity</i> <i>LL</i>	<i>Maturity</i>	<i>M</i>
0	0.59	3.00E-004	0	0.8
1	3.96	0.009	0	0.8
2	11.35	0.132	0	0.4
3	22.94	0.458	0.5	0.4
4	38.38	0.921	1	0.4
5	57.02	1.000	1	0.4
6	78.12	0.754	1	0.4
7	112.74	0.591	1	0.4

Table 22. Selectivities by age for each decade, as used in ELBUEY.

<i>Year/ age</i>	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>
1950s	0.60	1.00	0.75	0.57	0.40	0.24	0.15	0.14
1960s	0.29	0.48	0.46	0.65	0.96	0.96	0.71	0.57
1970s	0.36	0.54	0.44	0.63	0.98	1.00	0.75	0.59
1980s	0.35	0.51	0.39	0.60	0.96	1.00	0.76	0.59
1990s	0.39	0.57	0.41	0.61	0.96	1.00	0.76	0.59
2000s	0.39	0.55	0.39	0.59	0.95	1.00	0.76	0.59

Table 23. Outputs from the ELBUEY analysis carried out with the combined longline index of abundance.

<i>Parameter</i>	<i>Estimate</i>
MSY (t)	75,099
B ₂₀₀₂ (t)	436,711
B ₁₉₅₀ (t)	1,449,960
B ₂₀₀₂ / B ₁₉₅₀	0.469
F ₂₀₀₂ / F _{MSY}	0.72
B _{MSY}	375,207
B ₂₀₀₂ / B _{MSY}	1.160
Replacement yield	74,600
C ₂₀₀₂ / Rep. Yield	1.018

Table 24. Summary results obtained from different MULTIFAN-CL runs.

	<i>RUN</i>					
	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>
Tot Bio 1961	903671	600385	1040121	915896	772766	836548
Tot Bio 2002	395415	245654	485974	398863	292174	359428
Tot Bio _{MSY}	418600	327400	448100	463100	384800	402600
Bio ₀₂ / B _{MSY}	0.94	0.75	1.08	0.86	0.76	0.89
SSB 1961	589652	468677	787163	592928	540802	511398
SSB 2002	193048	127656	287568	195897	150573	169186
SSB _{MSY}	186500	176800	242200	212800	202700	176400
SSB ₀₂ / SSB _{MSY}	1.04	0.72	1.19	0.92	0.74	0.96
F 2002	0.20	0.31	0.16	0.20	0.27	0.22
F _{MSY}	0.24	0.20	0.20	0.22	0.21	0.22
F ₀₂ / F _{MSY}	0.82	1.52	0.78	0.89	1.28	0.98
MSY	101960	66160	91080	102360	80080	89480
L _{first age}	35.5	35.4	35.4	35.4	35.4	37.1
L _{last age}	228.6	172.2	172.2	230.2	228.3	231.0
Recruits 10 ⁶ (1961-02)	48.3	29.0	40.4	49.2	30.1	32.0
SRR alpha	12500000	7148000	9992000	12850000	7690000	8379000
SRR beta	34270	18130	29180	38320	23270	31690
Steepness	0.84	0.90	0.88	0.83	0.88	0.84
M ₁₋₂	0.79	0.80	0.68	0.79	0.66	0.64
M ₃₊	0.73	0.40	0.49	0.73	0.68	0.74

Table 25. Comparison of the catch-at-age matrices obtained from Run 3 of MULTIFAN-CL and that obtained by slicing the raised catch-at-size data.

	MFCL Run 3								Total	Slicing								Total
	1	2	3	4	5	6	7	8		1	2	3	4	5	6	7	8	
1961	0.0013	0.0057	0.0297	0.0537	0.0473	0.0298	0.0155	0.0669	0.2500									
1962	0.0024	0.0122	0.0501	0.0875	0.0756	0.0472	0.0244	0.0802	0.3797									
1963	0.0081	0.0108	0.0471	0.0717	0.0622	0.0389	0.0202	0.0536	0.3127									
1964	0.0066	0.0111	0.0434	0.0947	0.0761	0.0476	0.0249	0.0562	0.3606									
1965	0.0445	0.0777	0.1329	0.2137	0.1820	0.1027	0.0526	0.1264	0.9325									
1966	0.0195	0.0982	0.0768	0.0809	0.0743	0.0520	0.0224	0.0463	0.4703									
1967	0.0947	0.1825	0.1836	0.1194	0.0739	0.0570	0.0297	0.0495	0.7903									
1968	0.0319	0.0830	0.0900	0.1361	0.1093	0.0468	0.0240	0.0425	0.5636									
1969	0.1601	0.1444	0.2075	0.1777	0.1741	0.1058	0.0385	0.0652	1.0734									
1970	0.1542	0.1606	0.1269	0.2524	0.1781	0.1103	0.0503	0.0622	1.0950									
1971	0.2592	0.2705	0.1492	0.2069	0.2981	0.1484	0.0733	0.0894	1.4948									
1972	0.3206	0.2883	0.2168	0.1776	0.1451	0.1486	0.0638	0.0831	1.4438									
1973	0.2613	0.2623	0.3099	0.2989	0.1767	0.0908	0.0834	0.0956	1.5790									
1974	0.2916	0.3062	0.2957	0.4162	0.2704	0.0986	0.0464	0.1073	1.8324									
1975	0.2496	0.2567	0.2744	0.3565	0.3354	0.1561	0.0550	0.0978	1.7815	0.489	0.295	0.291	0.265	0.283	0.195	0.104	0.127	2.0489
1976	0.3135	0.2547	0.1893	0.2092	0.2000	0.1355	0.0505	0.0675	1.4203	1.625	0.729	0.202	0.19	0.159	0.123	0.066	0.052	3.1452
1977	0.5179	0.3339	0.2121	0.2199	0.1952	0.1405	0.0878	0.0919	1.7992	1.913	0.646	0.324	0.246	0.189	0.126	0.069	0.064	3.5773
1978	0.4793	0.4403	0.2029	0.2178	0.1804	0.1179	0.0752	0.1076	1.8214	0.967	0.825	0.285	0.237	0.187	0.128	0.07	0.062	2.7604
1979	0.4397	0.2934	0.2156	0.1915	0.1722	0.0977	0.0543	0.1010	1.5654	1.286	0.605	0.393	0.208	0.146	0.082	0.044	0.04	2.8037
1980	0.5459	0.3915	0.2618	0.3249	0.2312	0.1467	0.0700	0.1361	2.1081	1.542	1.068	0.258	0.395	0.248	0.132	0.071	0.059	3.7739
1981	0.9517	0.4503	0.3202	0.3149	0.2799	0.1422	0.0784	0.1275	2.6652	2.917	1.44	0.371	0.309	0.302	0.123	0.059	0.049	5.5708
1982	0.8280	0.3995	0.2952	0.3821	0.3034	0.1814	0.0813	0.1337	2.6046	1.647	1.337	0.295	0.365	0.382	0.176	0.071	0.057	4.3304
1983	0.7892	0.4371	0.2747	0.2722	0.2487	0.1338	0.0699	0.0982	2.3238	2.133	1.12	0.308	0.255	0.263	0.145	0.068	0.058	4.3492
1984	0.8535	0.4533	0.3074	0.3456	0.2755	0.1802	0.0799	0.1170	2.6124	2.425	1.473	0.406	0.345	0.294	0.164	0.068	0.05	5.2253
1985	0.6835	0.3712	0.3412	0.3971	0.3377	0.1863	0.1012	0.1302	2.5485	1.699	0.886	0.421	0.374	0.371	0.203	0.091	0.054	4.0995
1986	1.9423	0.5919	0.3043	0.3295	0.2461	0.1494	0.0662	0.0995	3.7293	2.374	0.985	0.334	0.361	0.294	0.143	0.071	0.046	4.6086
1987	1.4624	0.5650	0.2817	0.2525	0.2147	0.1234	0.0630	0.0857	3.0484	1.501	0.796	0.316	0.297	0.262	0.13	0.051	0.035	3.3867
1988	1.6130	0.5049	0.3290	0.3280	0.2351	0.1542	0.0766	0.1056	3.3463	1.55	0.504	0.374	0.404	0.34	0.144	0.059	0.037	3.4113
1989	1.6740	0.4944	0.3250	0.4317	0.3284	0.1730	0.0995	0.1405	3.6665	2.092	0.926	0.27	0.443	0.418	0.224	0.093	0.059	4.5264
1990	2.4062	0.6468	0.4116	0.3895	0.3496	0.1948	0.0884	0.1471	4.6340	3.672	0.971	0.41	0.453	0.423	0.213	0.081	0.035	6.2583
1991	3.2979	0.9896	0.5119	0.4709	0.3358	0.2123	0.1035	0.1463	6.0683	4.369	1.447	0.668	0.474	0.551	0.195	0.058	0.033	7.7958
1992	3.5212	0.8972	0.5309	0.4401	0.3183	0.1705	0.0954	0.1342	6.1078	3.825	1.907	0.637	0.582	0.404	0.171	0.067	0.044	7.6363
1993	6.4583	1.3643	0.5730	0.5649	0.3938	0.2045	0.1018	0.1570	9.8177	4.425	2.161	0.9	0.544	0.505	0.272	0.118	0.086	9.0121
1994	7.3976	1.4534	0.6175	0.5237	0.4582	0.2493	0.1138	0.1694	10.9828	5.454	2.156	0.976	0.671	0.428	0.308	0.143	0.127	10.264
1995	5.8434	1.3683	0.6085	0.4926	0.3728	0.2477	0.1240	0.1700	9.2273	4.891	2.368	0.768	0.698	0.408	0.265	0.143	0.145	9.6863
1996	5.9649	1.3376	0.6475	0.5331	0.3741	0.2033	0.1205	0.1677	9.3487	6.062	2.04	0.689	0.55	0.452	0.297	0.16	0.157	10.406
1997	4.4798	1.0495	0.5295	0.5575	0.3926	0.1937	0.0900	0.1573	7.4499	5.176	1.978	0.666	0.642	0.531	0.2	0.1	0.089	9.3846
1998	4.5831	1.0439	0.5542	0.5253	0.4487	0.2122	0.0914	0.1441	7.6028	6.184	1.888	0.596	0.579	0.542	0.22	0.101	0.086	10.196
1999	4.5218	1.3348	0.7254	0.6216	0.4334	0.2383	0.0992	0.1319	8.1062	6.171	3.458	0.831	0.676	0.599	0.227	0.083	0.054	12.099
2000	4.0026	0.9397	0.5662	0.5640	0.3885	0.1798	0.0880	0.1002	6.8288	4.422	2.342	0.827	0.617	0.436	0.173	0.092	0.094	9.0032
2001	7.9025	1.0053	0.4503	0.4485	0.3407	0.1556	0.0670	0.0818	10.4517	6.821	2.13	0.493	0.478	0.38	0.18	0.057	0.062	10.599
2002	5.6028	0.9033	0.2958	0.3348	0.2826	0.1447	0.0594	0.0662	7.6895	5.269	1.717	0.305	0.268	0.32	0.197	0.075	0.06	8.2097

Table 26. Natural mortality vector, weight-at-age in the catch, maturity-at-age and fishing mortality rates used as inputs in the yield-per-recruit analysis. Fishing mortality rates reflected the two scenarios considered current situation and full implementation of the minimum size regulation.

<i>Age</i>	<i>M</i>	<i>Weight (kg)</i> <i>(SCRS/2004/039)</i>	<i>Maturity</i>	<i>Current situation</i> <i>F (2002)</i>	<i>Min. size implemented</i> <i>F (average 2000-2001)</i>
0	0.8	1.689525	0	0.099	0.187
1	0.8	7.883829	0	0.127	0.223
2	0.4	18.73429	0	0.076	0.096
3	0.4	33.10385	0.5	0.084	0.127
4	0.4	49.58854	1	0.100	0.208
5	0.4	66.93765	1	0.163	0.194
6	0.4	84.18965	1	0.131	0.142
7	0.4	100.6789	1	0.057	0.062
8	0.4	115.9915	1	0.057	0.062
9	0.4	129.9077	1	0.057	0.062
10	0.4	142.3472	1	0.057	0.062
11+	0.4	158.1184	1	0.057	0.062

Table 27. Natural mortality vector, weight-at-age in the catch and fishing mortality rates used as inputs in the multi-gear yield-per-recruit analysis.

<i>Age</i>	<i>M</i>	<i>Weight (kg)</i> <i>(SCRS/2004/039)</i>	<i>F (small fish)</i>	<i>F (large fish)</i>
0	0.8	1.689525	0.157	0.000
1	0.8	7.883829	0.188	0.003
2	0.4	18.73429	0.032	0.057
3	0.4	33.10385	0.008	0.105
4	0.4	49.58854	0.005	0.167
5	0.4	66.93765	0.006	0.178
6	0.4	84.18965	0.005	0.133
7	0.4	100.6789	0.002	0.058
8	0.4	115.9915	0.002	0.058
9	0.4	129.9077	0.002	0.058
10	0.4	142.3472	0.002	0.058
11+	0.4	158.1184	0.002	0.058

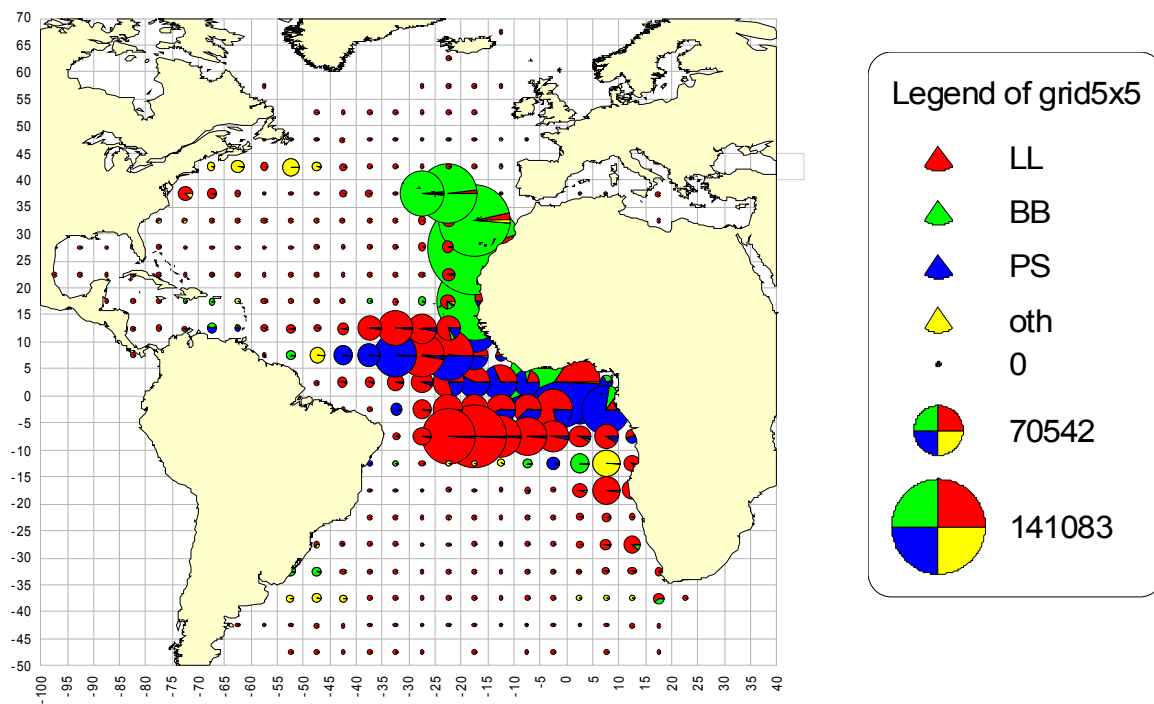


Figure 1. Geographical distribution of Atlantic bigeye catch by major tuna fishery (1950-2002).

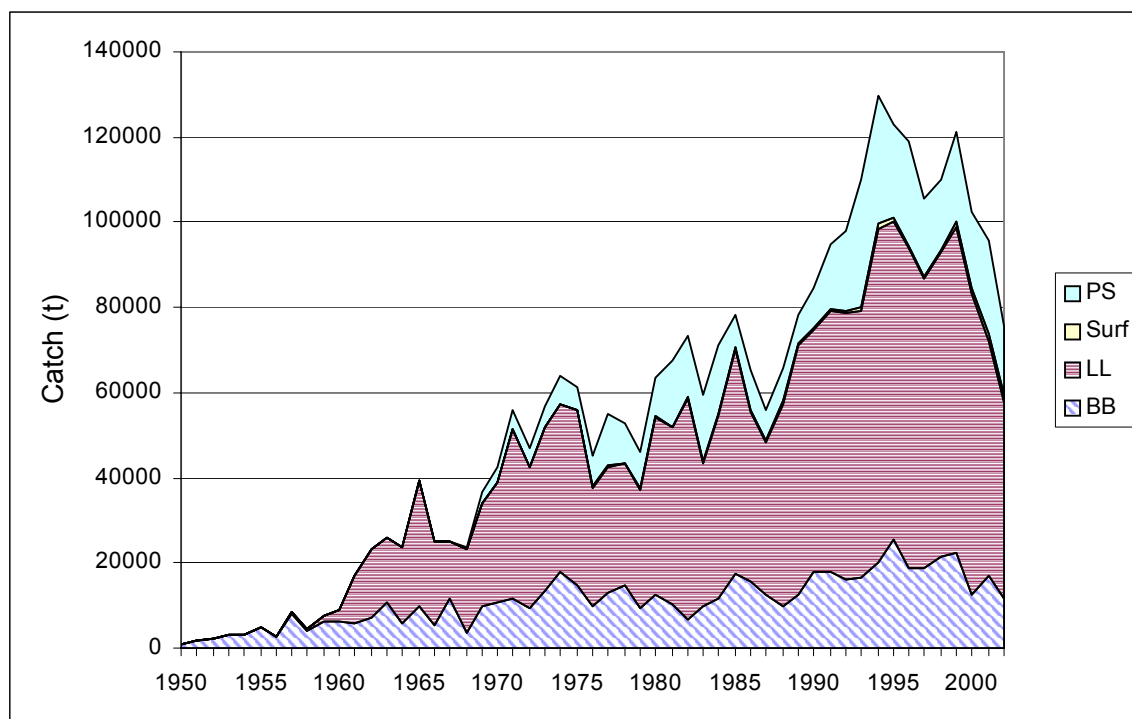


Figure 2. Cumulative 1950-2002 landings (t) of Atlantic bigeye tuna by gear: longline (LL), baitboat (BB), purse seine (PS), and other surface fisheries (Surf).

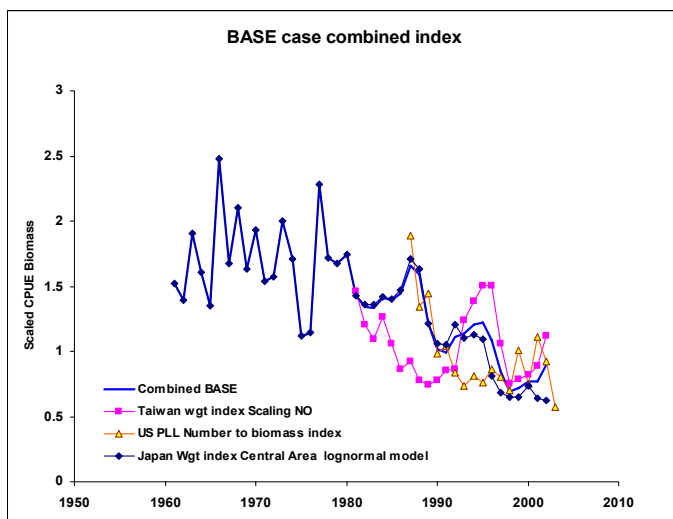


Figure 3. Base biomass combined index used in the assessment and input biomass indices. Plotted series are scaled to their mean for the overlapping years 1987-2002.

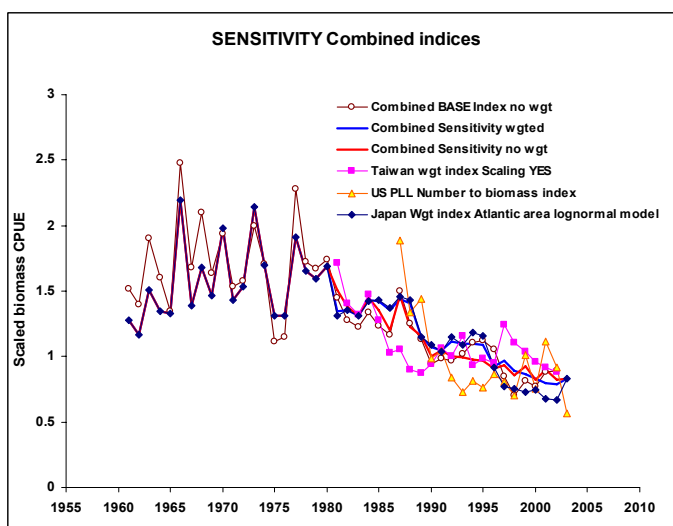


Figure 4. Biomass combined indices used for sensitivity analyses and input indices. Plotted series are scaled to their mean for the overlapping years 1987-2002.

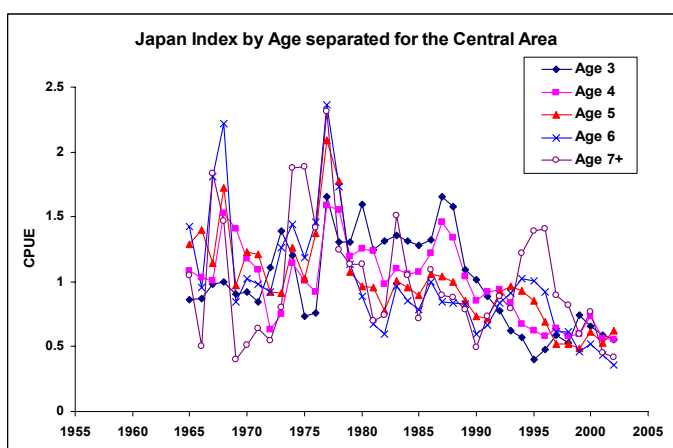


Figure 5. Age-specific indices for bigeye tuna from the Japan longline fishery in the central area.

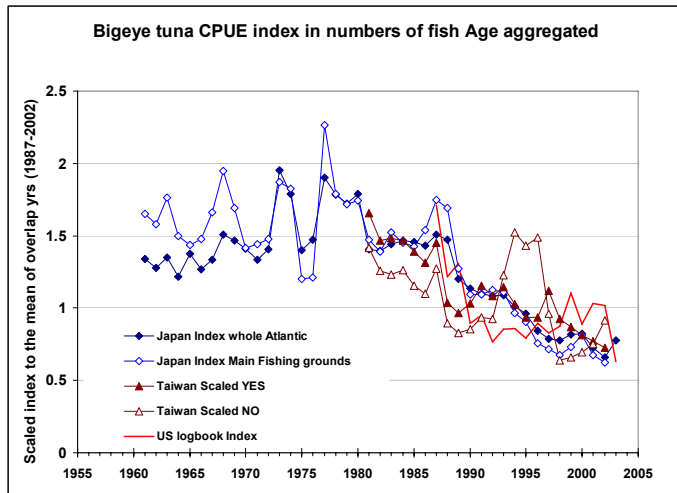


Figure 6. Age-aggregated indices in numbers of fish for bigeye tuna. Plotted series are scaled to their mean of the overlapping years 1987-2002.

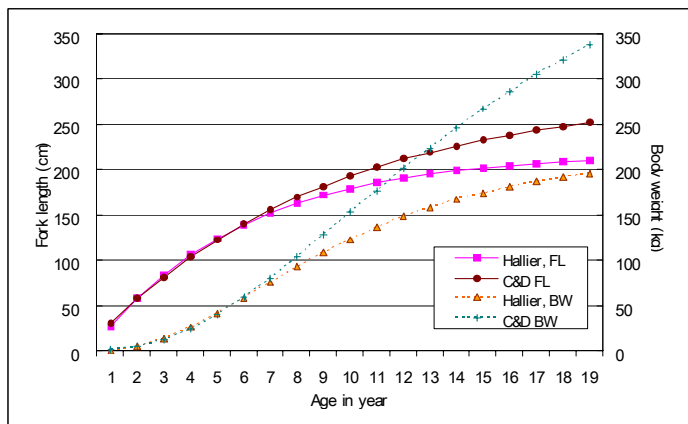


Figure 7. Comparison of two growth curves (at the start of the year) for Atlantic bigeye tuna.

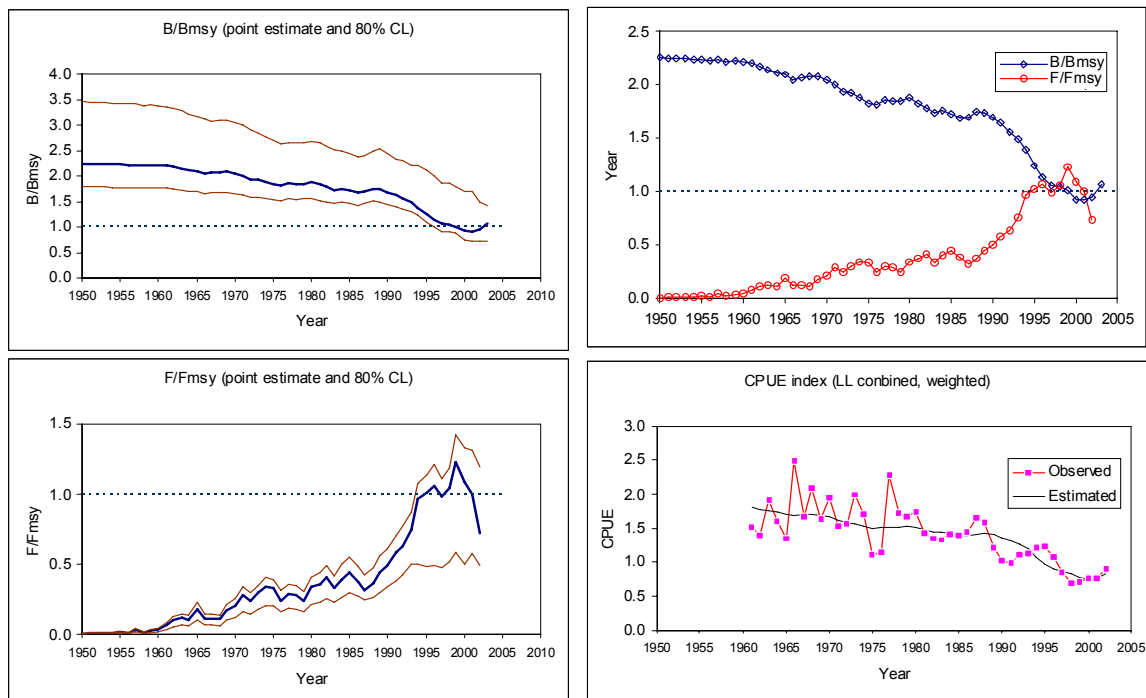


Figure 8. Results of Base Case ASPIC run (top left: B-ratio with 80% bootstrap C.L.; bottom left: F-ratio with 80% C.L.; top right: B-ratio and F-ratio; and bottom right: CPUE trajectory).

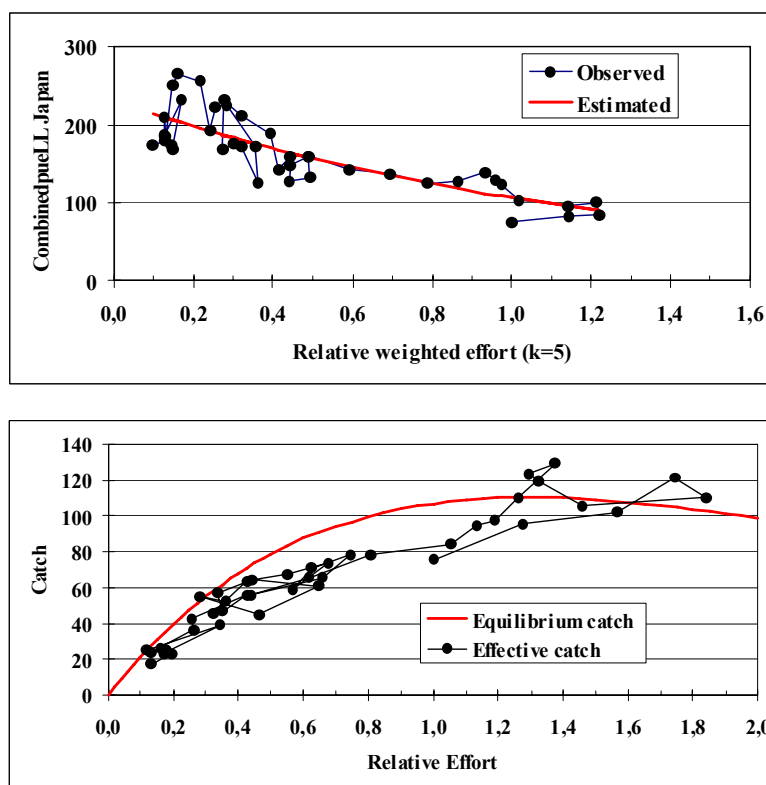


Figure 9. Fits of PRODFIT models obtained from the Fox model ($m=1$) and $k=5$ for the data series 1961-2002.

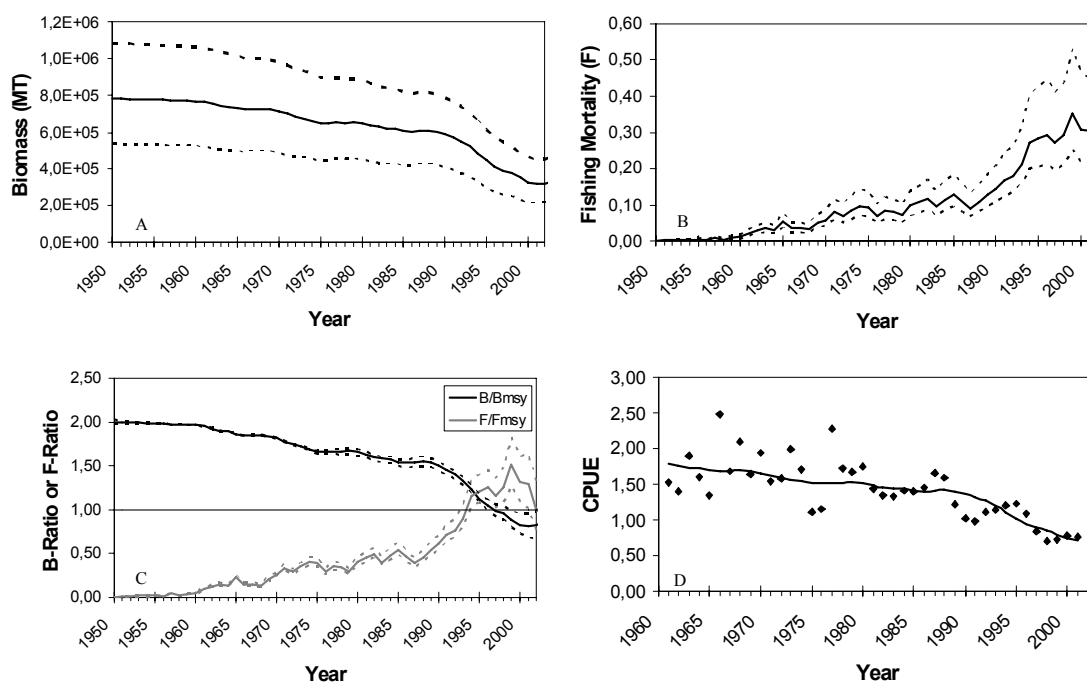


Figure 10. Results of the Base Case BSP model: estimated annual biomass with 80% confidence intervals (Upper left, dotted lines); estimated annual fishing mortality with 80% CIs (upper right); annual estimates of B/B_{MSY} and F/F_{MSY} with 80% CIs (lower left); and the fit to the CPUE series (lower right).

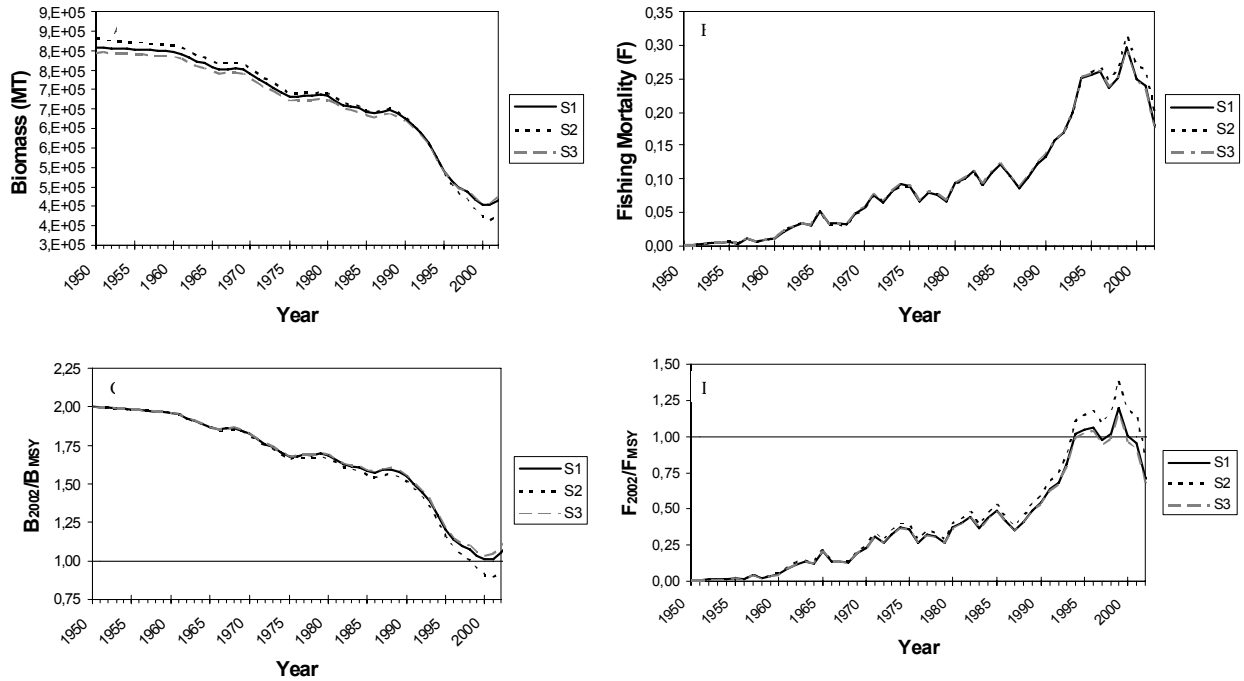


Figure 11. Results of the sensitivity runs of the BSP model: estimated annual biomass (upper left); estimated annual fishing mortality (upper right); annual estimates of B/B_{MSY} (lower left); and annual estimates of F/F_{MSY} (lower right).

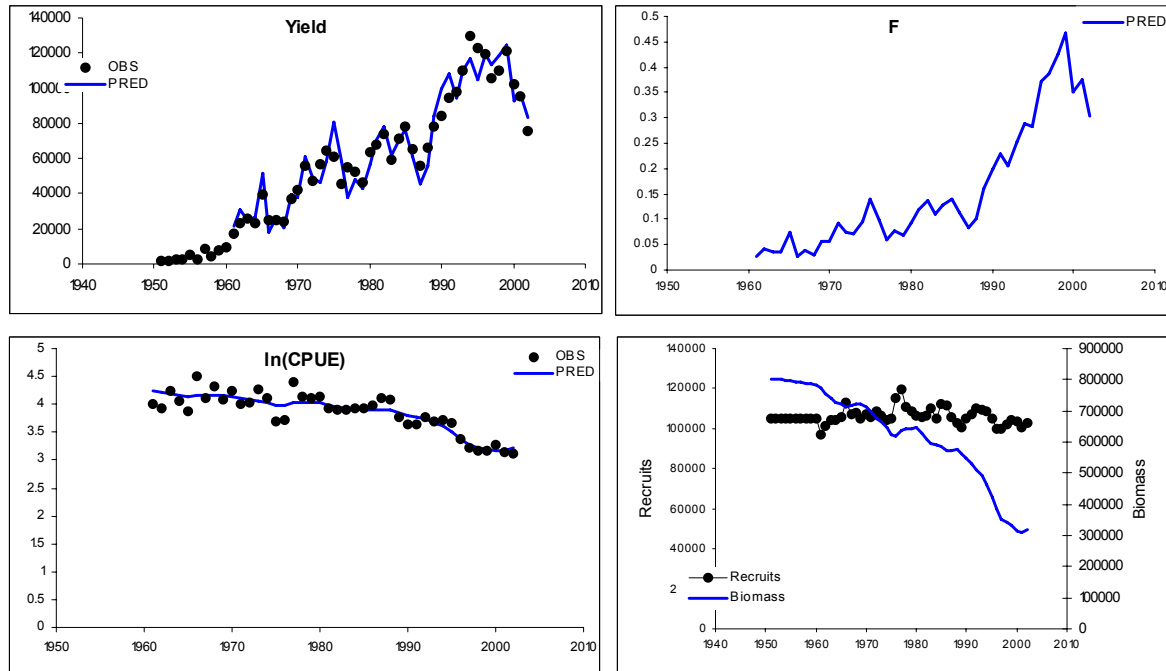


Figure 12. Selected results from Delay-Difference model DD Run1.

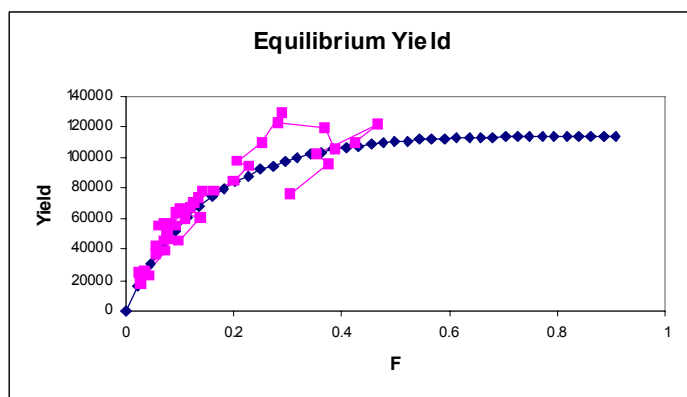


Figure 13. Equilibrium yield obtained from the Delay-Difference model DD Run1 and yearly catches.

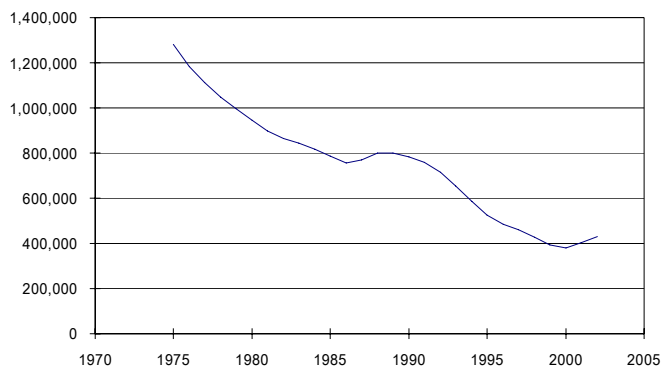


Figure 14. Spawning stock biomass estimates from Run 6 of the VPA-2BOX model.

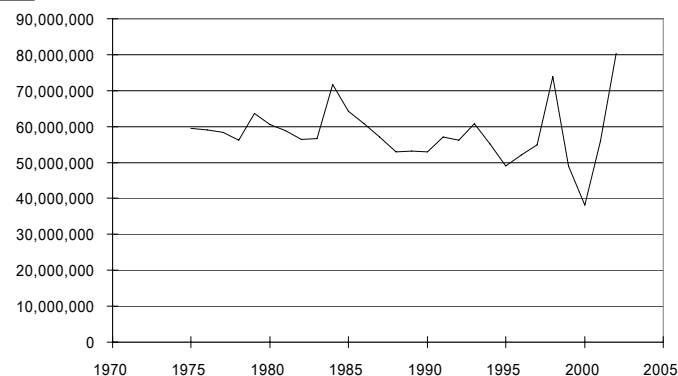


Figure 15. Recruitment estimates from Run 6 of the VPA-2BOX model.

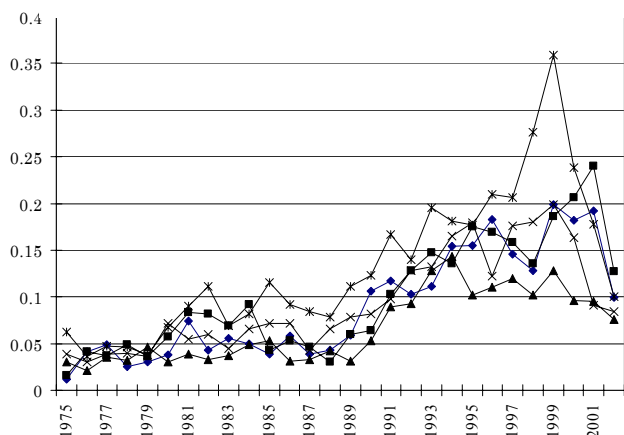


Figure 16a. Fishing mortality rate estimates from Run 6 of the VPA-2BOX model (ages 0-4).

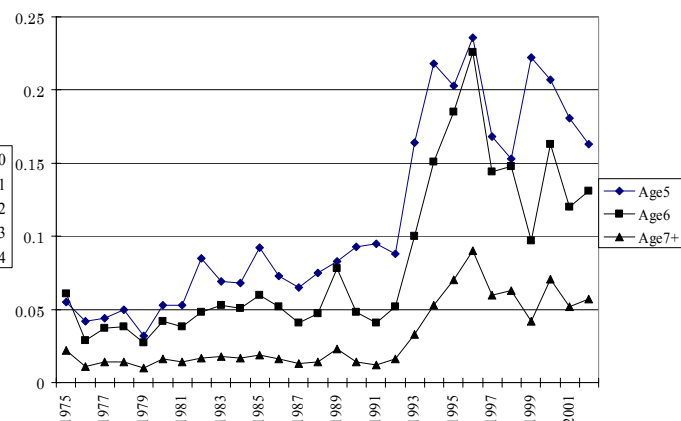


Figure 16b. Fishing mortality rate estimates from Run 6 of the VPA-2BOX model (ages 5-7+).

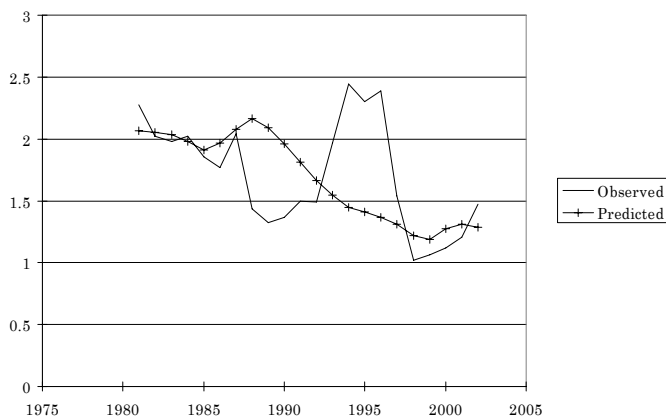


Figure 17. Observed and predicted Chinese Taipei longline CPUE index for Run 6 of the VPA-2BOX model.

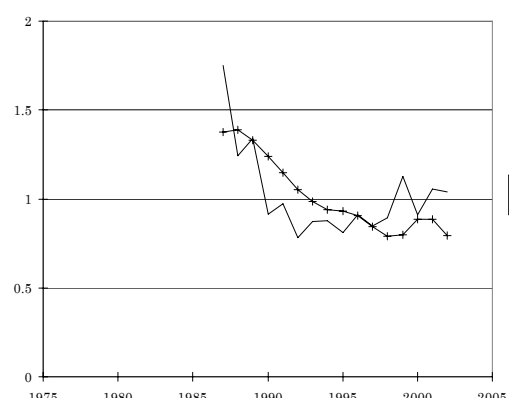


Figure 18. Observed and predicted USA longline CPUE index for Run 6 of the VPA-2BOX model.

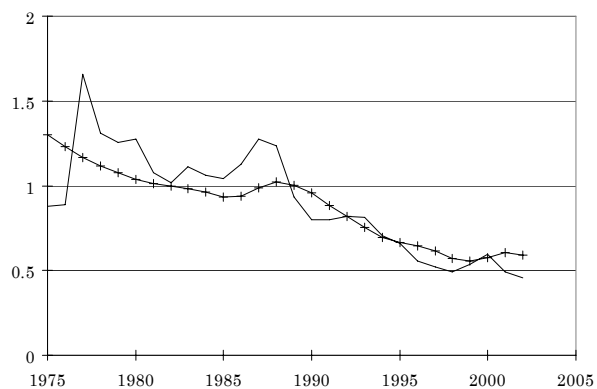


Figure 19. Observed and predicted Japanese longline CPUE age-aggregated index for Run 6 of the VPA-2BOX model.

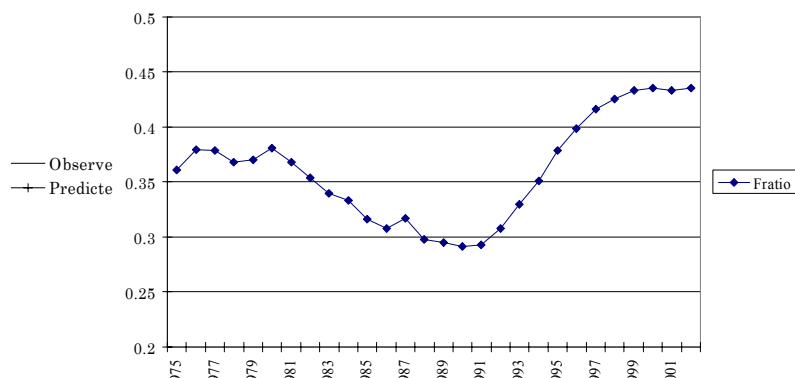


Figure 20. F-ratio estimates from Run 6 of the VPA-2BOX model.

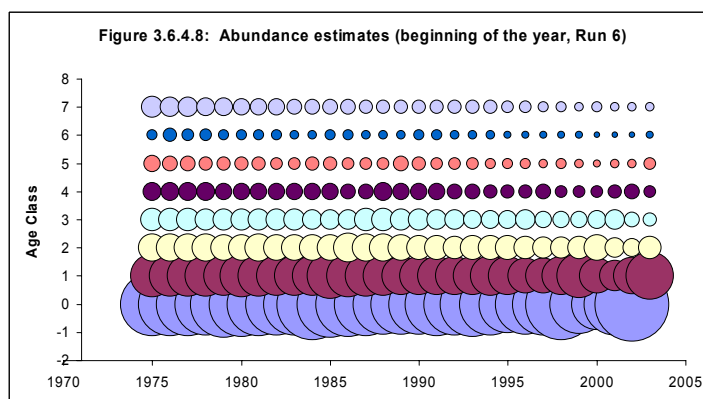


Figure 21. Abundance estimates (beginning of year) from Run 6 of the VPA-2BOX model.

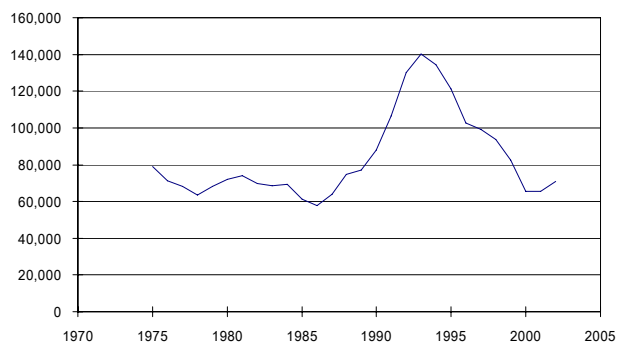


Figure 22. Spawning stock biomass estimates from Run 8 of the VPA-2BOX model.

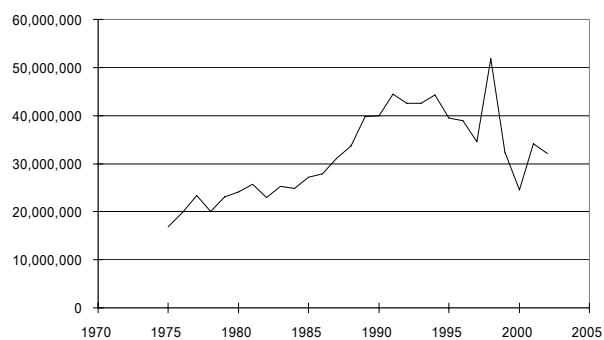


Figure 23. Recruitment estimates from Run 8 of the VPA-2BOX model.

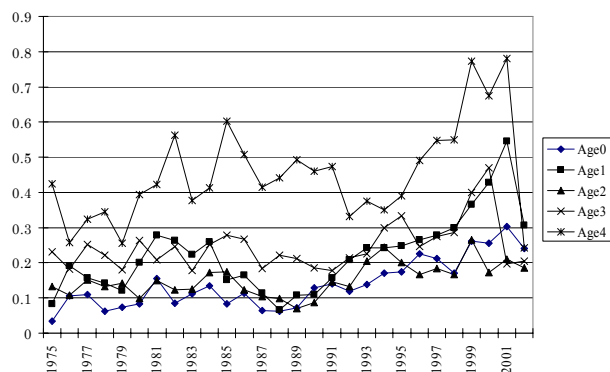


Figure 24a: Fishing mortality rate estimates from Run 8 of the VPA-2BOX model (ages 0-4).

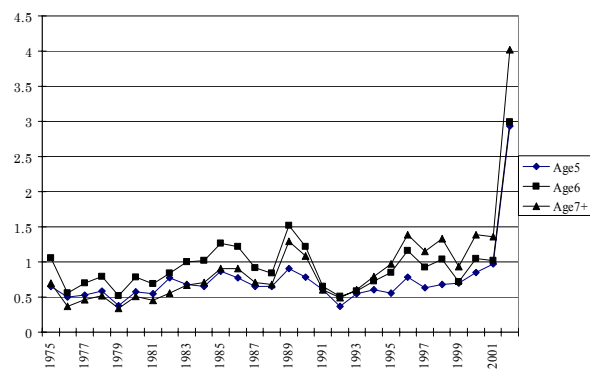


Figure 24b: Fishing mortality rate estimates from Run 8 of the VPA-2BOX model (ages 5-7+).

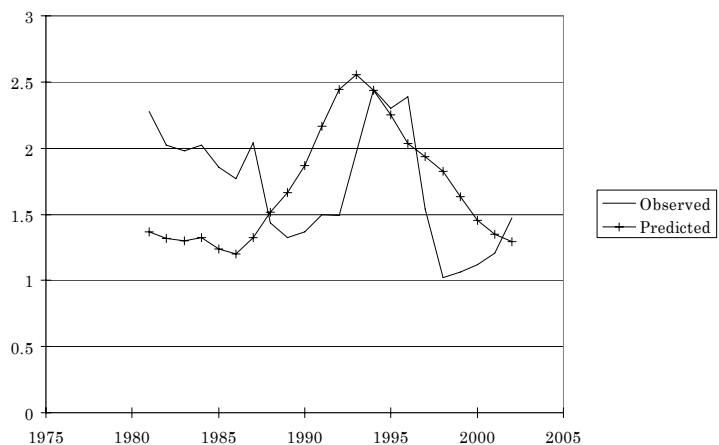


Figure 25. Observed and predicted Chinese Taipei longline CPUE index for Run 8 of the VPA-2BOX model.



Figure 26. Observed and predicted USA longline CPUE index for Run 8 of the VPA-2BOX model.

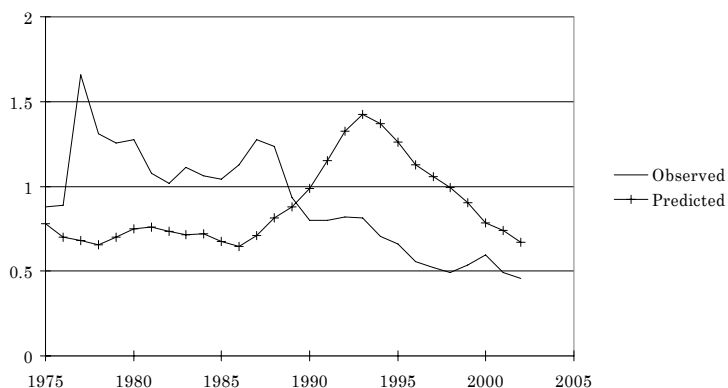


Figure 27. Observed and predicted Japanese longline CPUE age-aggregated index for Run 8 of the VPA-2BOX model.

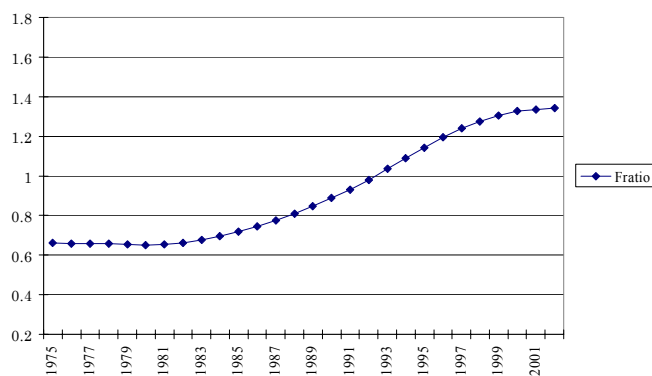


Figure 28. F-ratio estimates from Run 8 of the VPA-2BOX model.

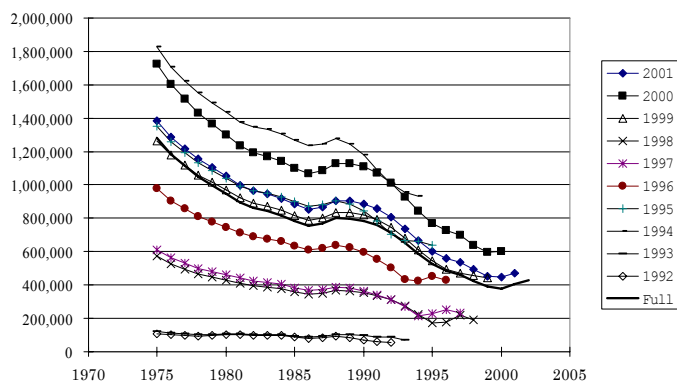


Figure 29. Retrospective pattern in spawning stock biomass for Run 6 of the VPA-2BOX model.

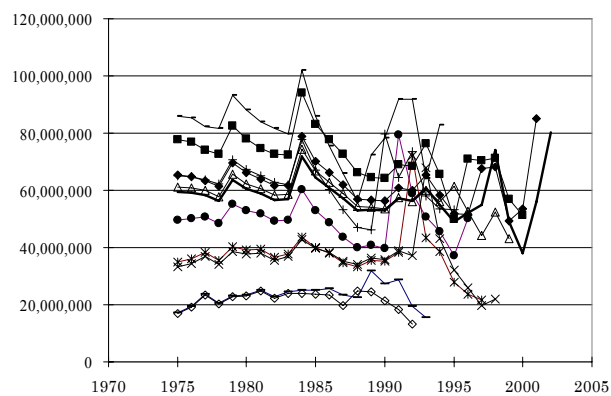


Figure 30. Retrospective pattern in recruitment for Run 6 of the VPA-2BOX model.

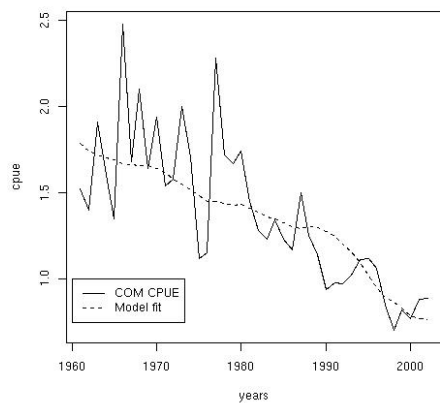
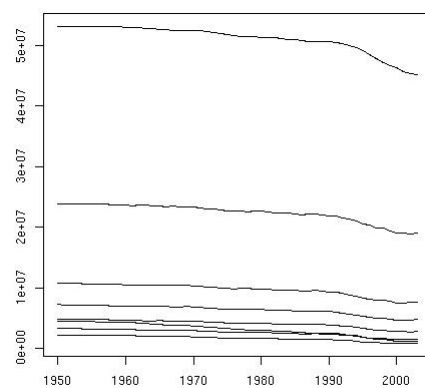


Figure 31 (left). ELBUEY model fit to the CPUE series.

Figure 32 (right). ELBUEY estimated abundances by age. Age 0 is situated at the top.



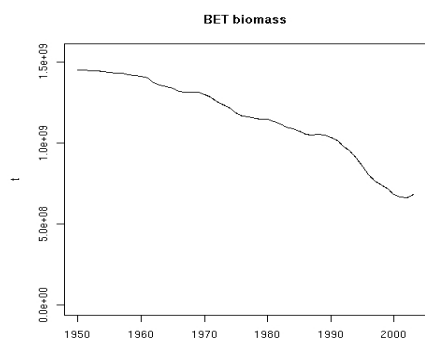


Figure 33. ELBUEY predicted biomass trajectory.

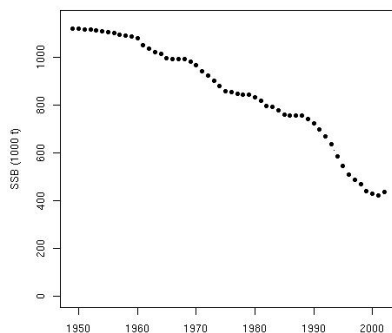


Figure 34. ELBUEY estimated spawning stock biomass in 1000 t.

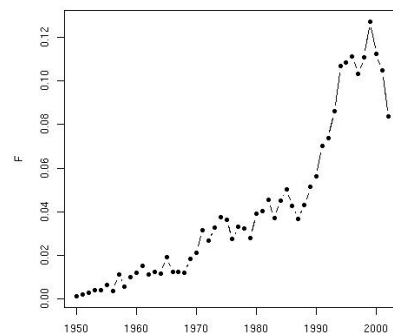


Figure 35. ELBUEY total fishing mortality rates (estimated as weighted average of partial Fs) by year.

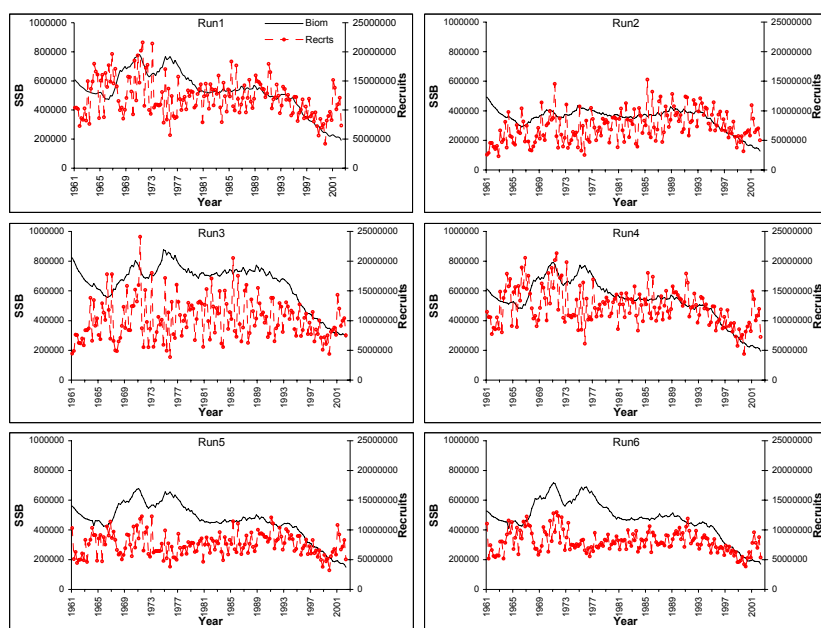


Figure 36a. Estimated trends in recruitment and spawning stock biomass for different MULTIFAN-CL runs.

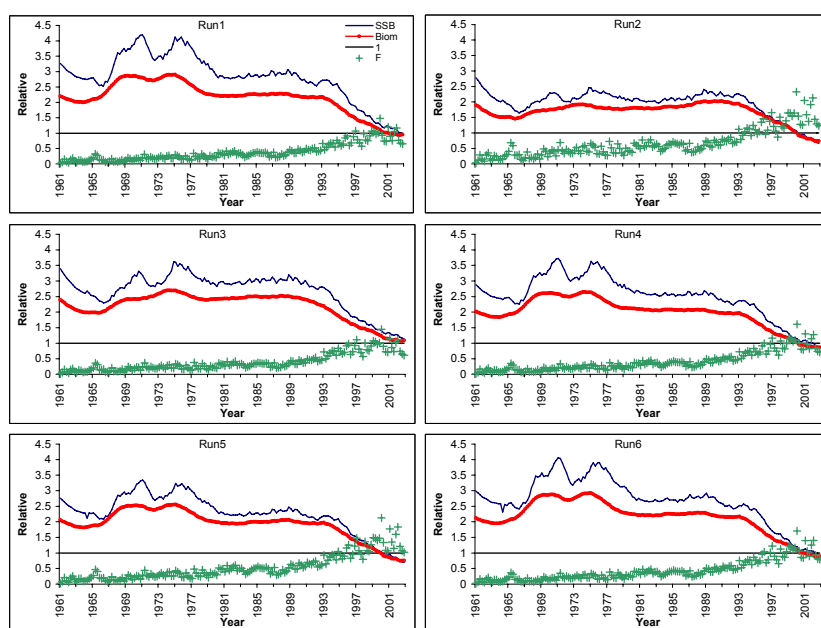


Figure 36b. Estimated trends relative to MSY levels for spawning stock biomass, total biomass and fishing mortality for different MULTIFAN-CL runs.

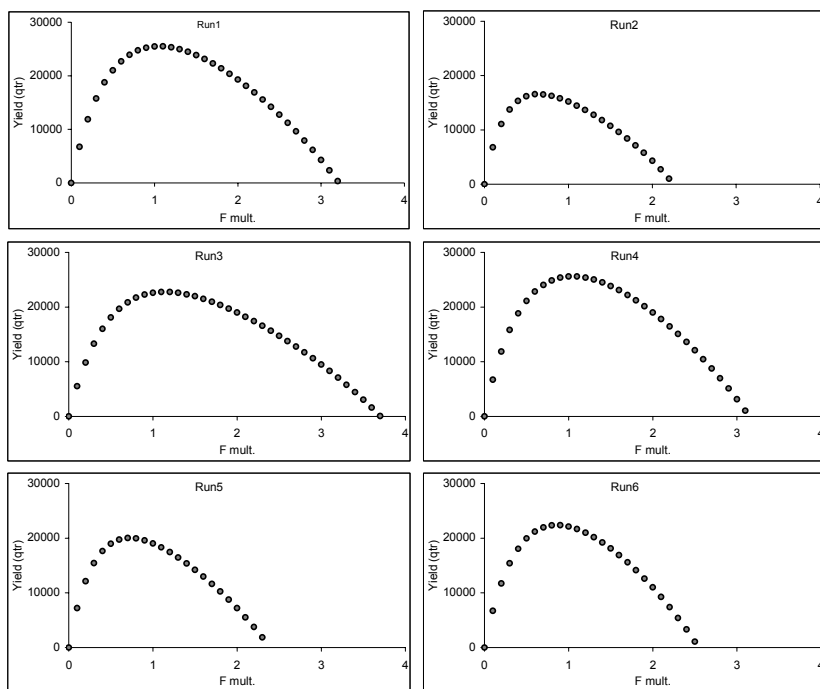
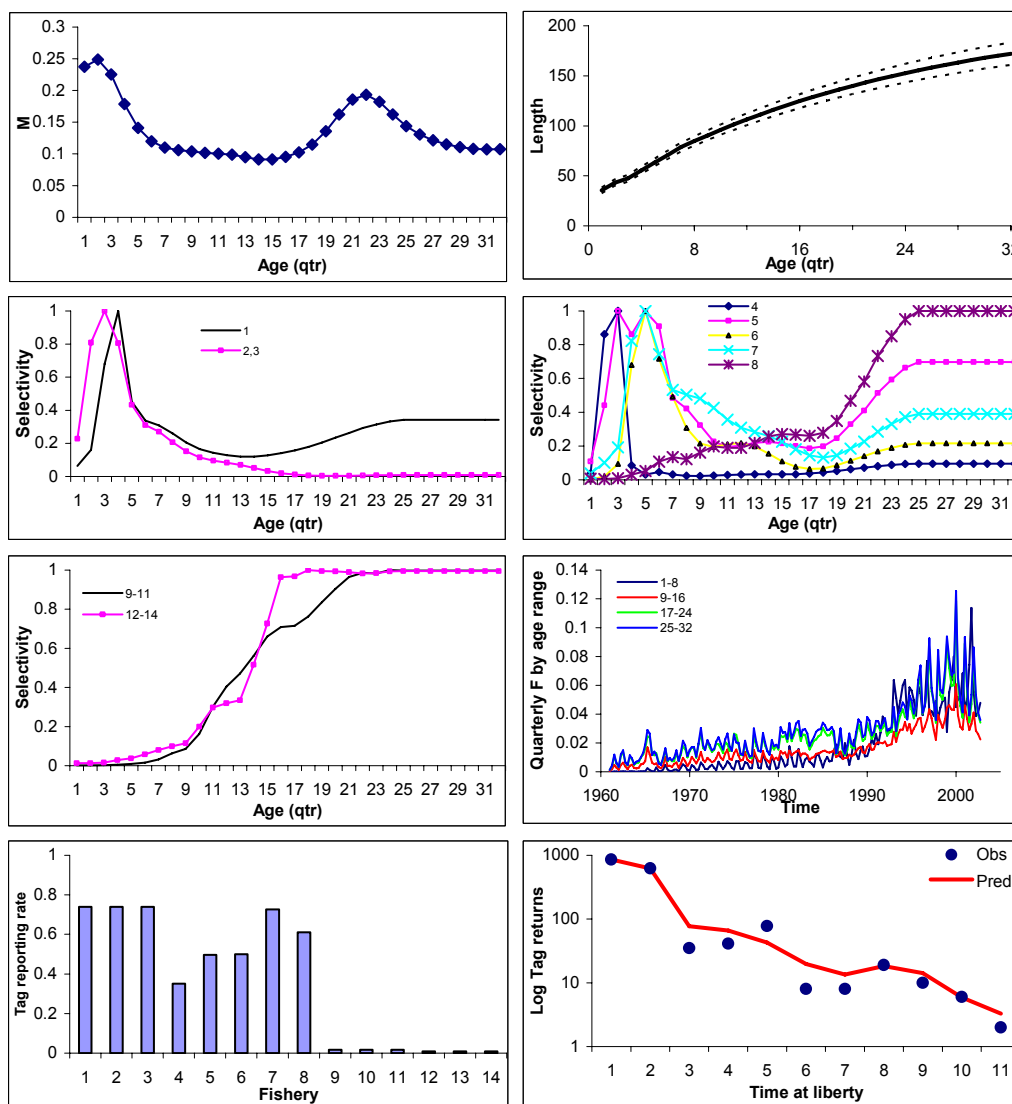


Figure 36c (left). Relationships between equilibrium yield and fishing mortality multiplier for different MULTIFAN-CL runs.

Figure 37a (below). Results from MULTIFAN-CL Run3. From Top to bottom, left to right: (i) Natural mortality; (ii) mean lengths ± 1 S.D.; (iii) selectivity at age for purse seine fisheries; (iv) selectivity at age for baitboat fisheries; (v) selectivity at age for longline fisheries; (vi) fishing mortality for various age groups; (vii) tag reporting rates by fishery; (viii) observed and predicted aggregated number of tag returns by time at liberty.



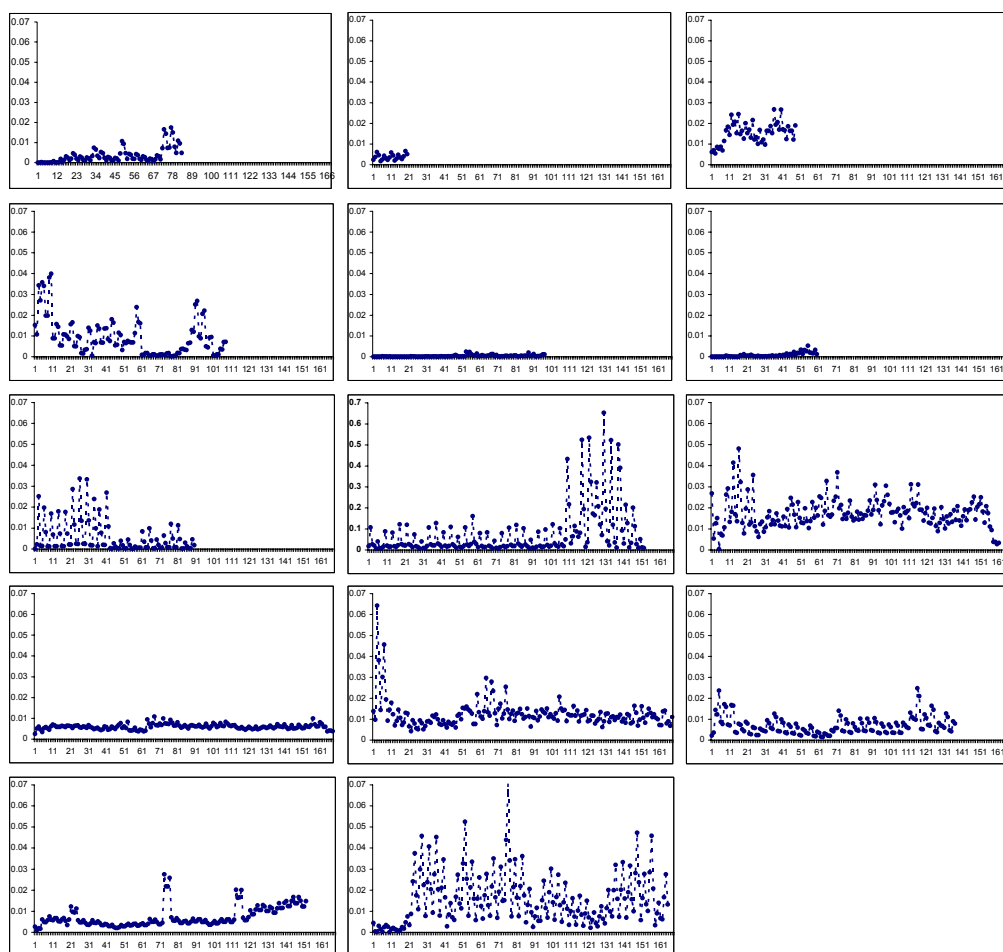


Figure 37b. Results from MULTIFAN-CL Run3. Estimated catchability deviations by fishery (fisheries 1 to 14 are presented from top to bottom, right to left).

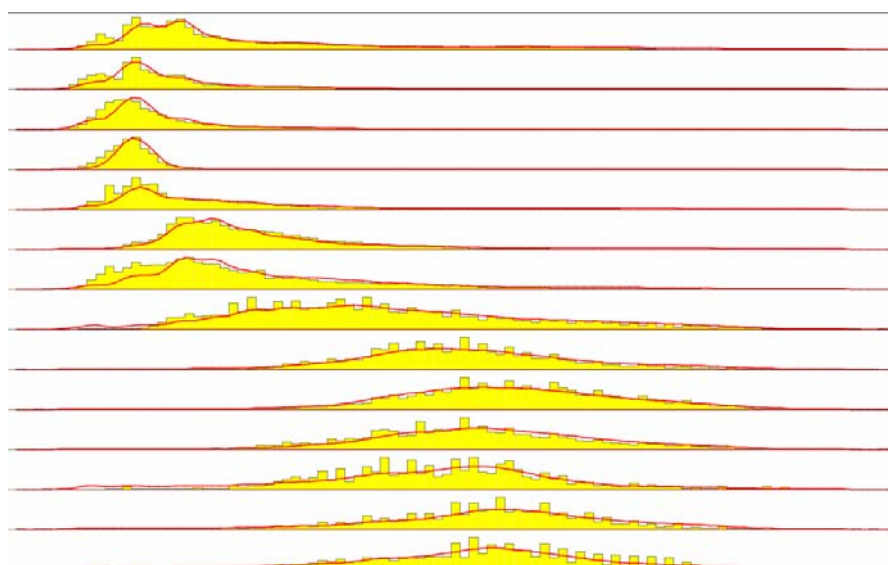


Figure 37c. Results from MULTIFAN-CL Run3. Overall length frequency fits by fishery.

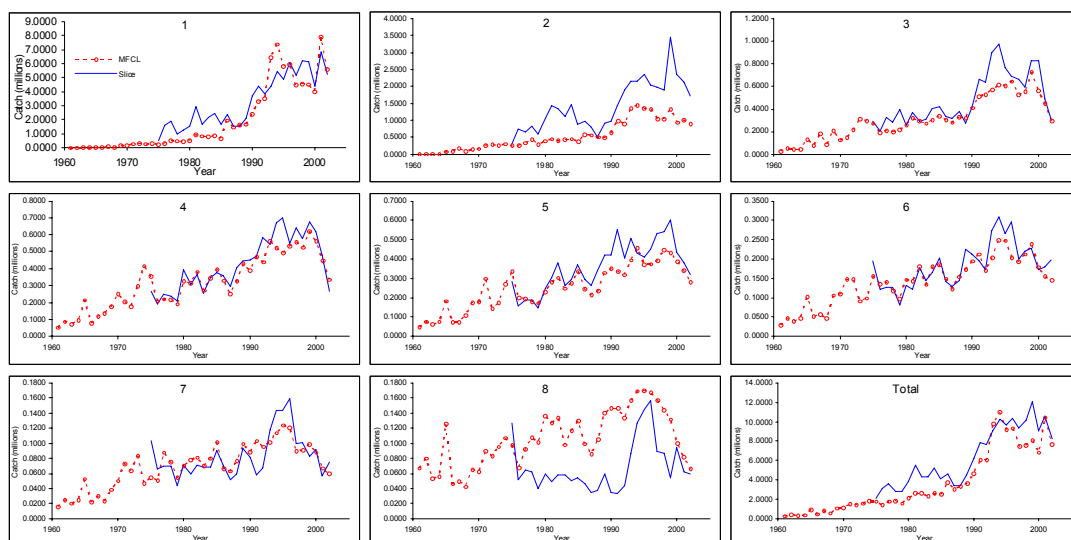


Figure 38. Comparison between the catch-at-age estimated from Run3 of MULTIFAN-CL and the slicing of the raised catch-at-size.

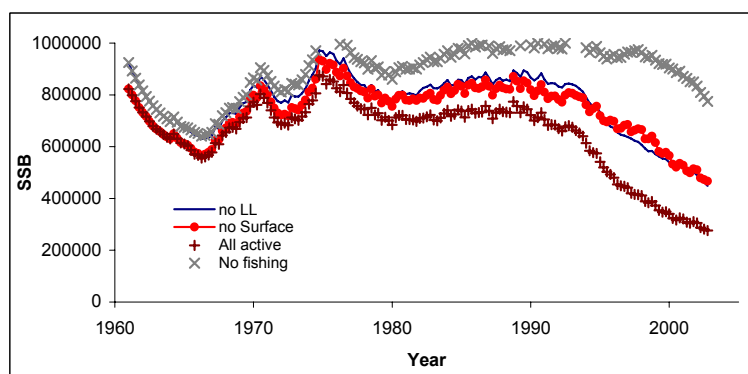


Figure 39. Cumulative impact of longline and surface gears estimated from Run3 of MULTIFAN-CL. The lower line is the trend in SSB from Run3. The upper line is a projection assuming no fisheries. The two lines in the middle assume no longline fisheries, or no surface (purse seine and baitboat) fisheries.

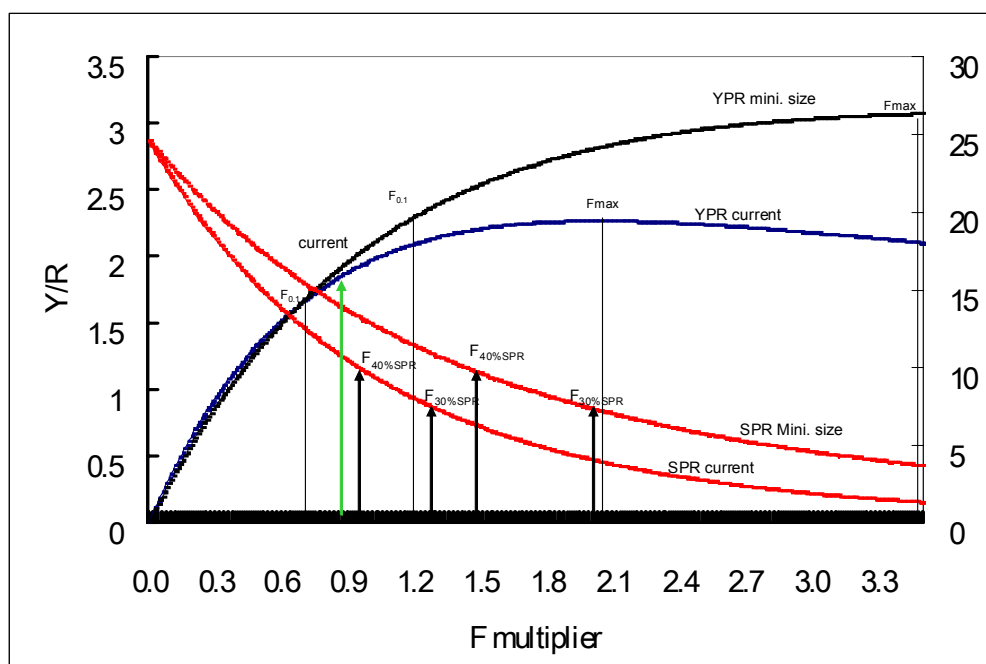


Figure 40. Yield-per recruit and spawner-per-recruit result for bigeye with two different selectivities (current selectivities and a selectivity that realizes full compliance of a 3.2 kg. minimum size regulation (fine upper curves). Vertical lines with an arrow indicate $F_{30\%SPR}$, dashed lines correspond to F_{max} and $F_{0.1}$ and solid line correspond to current situation.

Multigear Y/R BET 2004 F_VPA 2000-2001

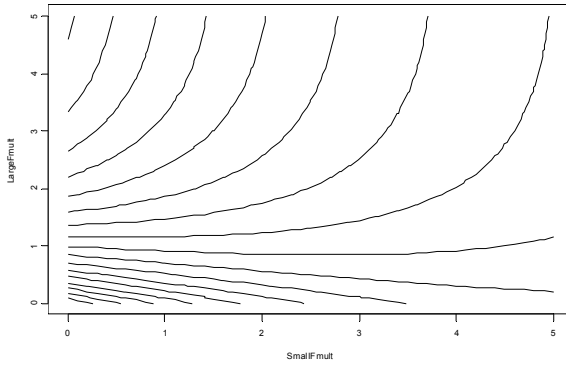


Figure 41. Results of multi-gear yield-per-recruit analysis reflecting 2002 situation. Large fish fishery (X-axis) and small fish fishery (Y-axis) corresponding to longline fishery, respectively.

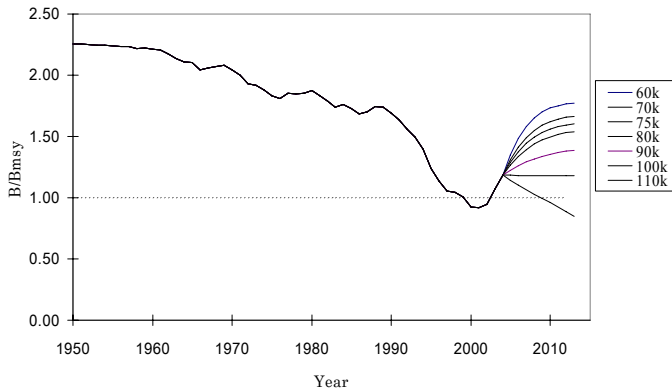


Figure 42. The median trajectories of the future projection runs. This based on the ASPIC run with combined weight index. The catch in 2003 is assumed same as the reported catch in 2002.

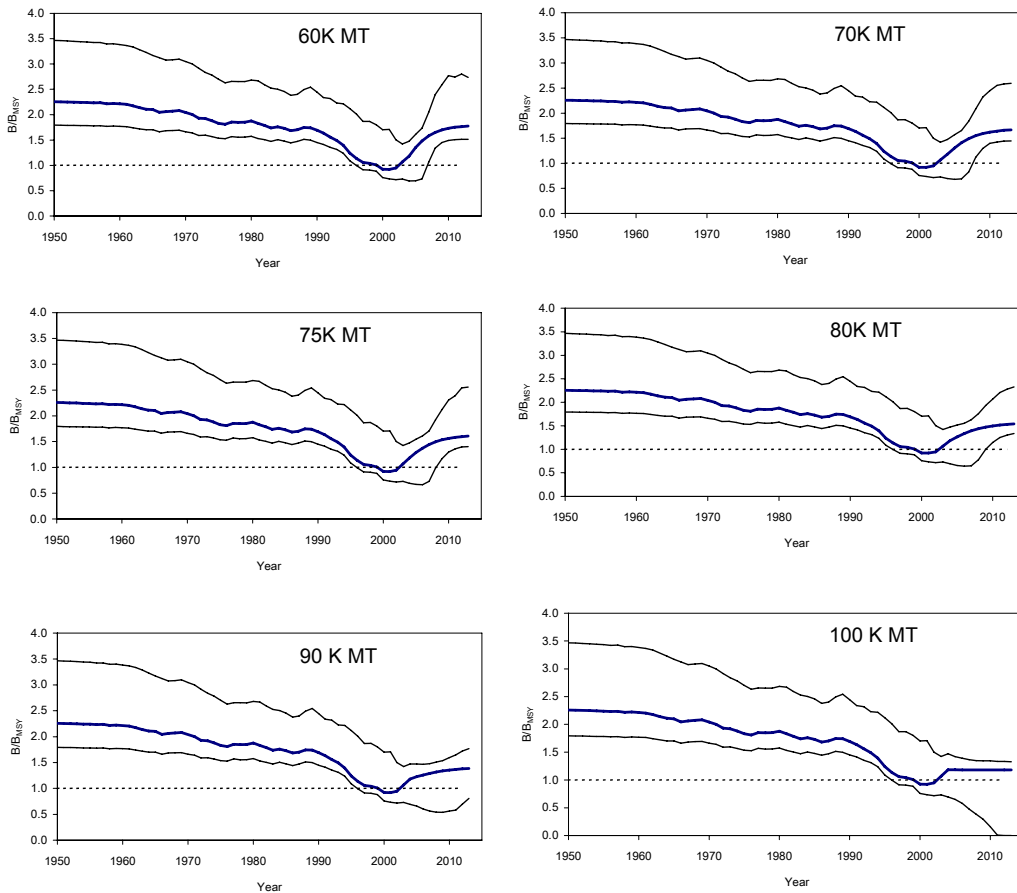


Figure 43. Median biomass trajectories as well as 80% confidence limits estimated from ASPIC runs with different future constant catch policies. Combined biomass CPUE was used in this ASPIC run. Catch in 2003 is assumed to the same as the reported catch in 2002.

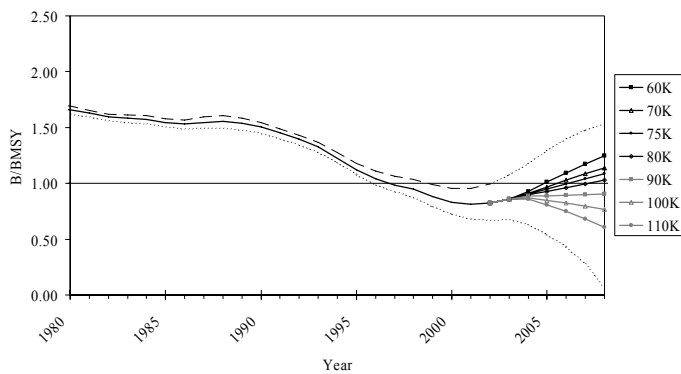


Figure 44. Estimate of B/B_{MSY} from the Base Case of the Bayesian surplus projection model with projection of B/B_{MSY} through 2008 at various levels of constant catch ranging from 60,000 to 110,000 MT. The dotted lines are the 80% confidence intervals.

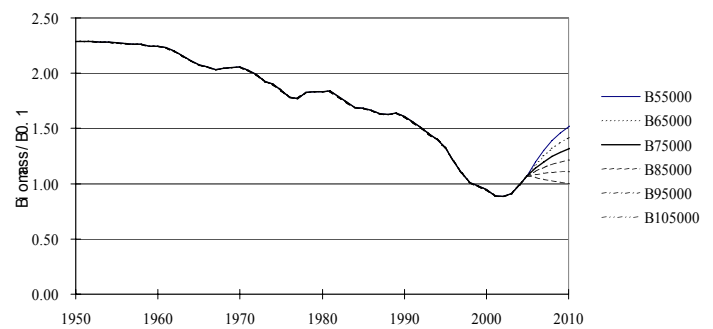


Figure 45. The estimated trajectories of Delay-Difference model run with future projection assuming various constant catch policies. CPUE used in this particular run was the Japanese longline age-combined biomass CPUE. Catch in 2003 was assumed same as the reported catch in 2002.

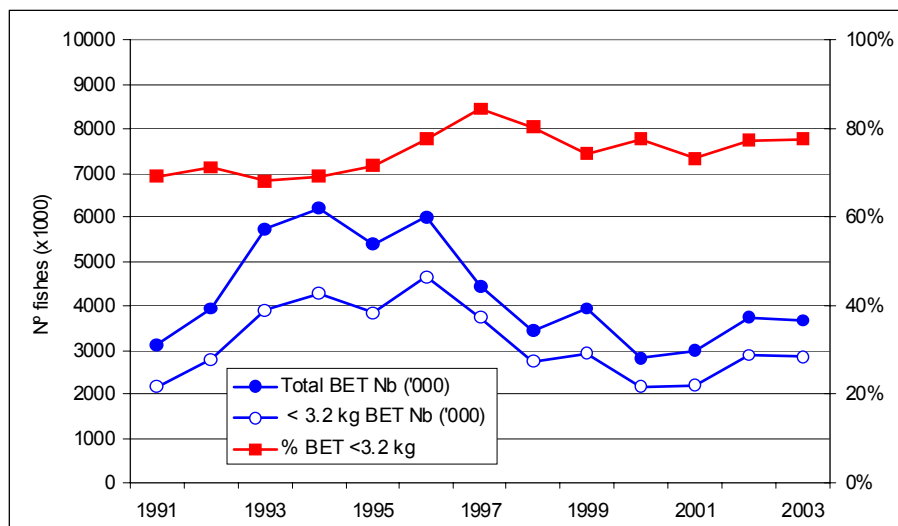


Figure 46. Numbers and proportion of juvenile bigeye tuna in the total catch.

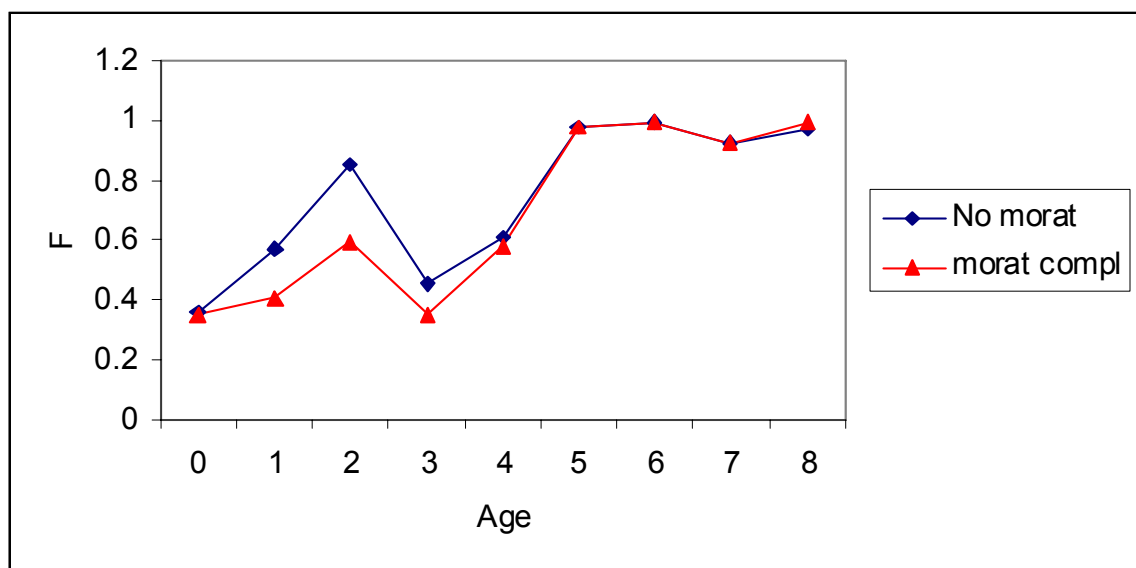


Figure 47. Effect of implementation of the moratorium on the reduction of juvenile fishing mortality.

Agenda

1. Opening, adoption of Agenda and meeting arrangements
2. Description of fisheries
3. State of the stock
 - 3.1 Stock structure
 - 3.2 Catch-at-size data
 - 3.3 Catch rate data
 - 3.4 Biological population parameters
 - 3.5 Stock assessment model results
 - 3.5.1 Production models
 - 3.5.2 Age-structured models
 - 3.7 Yield- and spawner-per-recruit
 - 3.8 Projections
 - 3.9 Uncertainties
4. Environmental factors
5. Effects of current regulations
 - 5.1 Effectiveness of the current minimum size recommendations
 - 5.2 Other regulations
6. Recommendations
 - 6.1 Statistics and research
 - 6.2 Management
7. Other matters
8. Report adoption and closure

List of Participants

CONTRACTING PARTIES

SCRS Chairman

Pereira, Joao Gil

SCRS Chairman, Universidade dos Açores, Departamento de Oceanografia e Pescas, 9900 Horta, Faial, Açores, PORTUGAL
Tel: +351 292 200 431, Fax: +351 292 200 411, E-Mail: pereira@notes.horta.uac.pt

EUROPEAN COMMUNITY

Ariz Telleria, Javier

Ministerio de Educación y Ciencia, Instituto Español de Oceanografía Centro Oceanográfico de Canarias, Apartado 1373, 38080 Santa Cruz de Tenerife, Islas Canarias, SPAIN
Tel: +34 922 549 400, Fax: +34 922 549 554, E-Mail: javier.ariz@ca.ieo.es

Delgado de Molina Acevedo, Alicia

Ministerio de Educación y Ciencia, Instituto Español de Oceanografía Centro Oceanográfico de Canarias, Apartado 1373, 38080 Santa Cruz de Tenerife, SPAIN
Tel: +34 922 549 400, Fax: +34 922 549 554, E-Mail: alicia.delgado@ca.ieo.es

Ferreira de Gouveia, Lidia

Chefe de Divisao De Tecnicas E Artes de Pesca, Direcção Regional das Pescas, Estrada da Pontinha, 9000 Funchal, Madeira, PORTUGAL
Tel: +351 291 203200, Fax: +351 291 229691, E-Mail: lidiagouveia@hotmail.com

Gaertner, Daniel

I.R.D. UR n° 109 Centre de Recherche Halieutique Méditerranéenne et Tropicale, Avenue Jean Monnet - B.P. 171, 34203 Sète Cedex, FRANCE
Tel: +33 4 99 57 32 31, Fax: +33 4 99 57 32 95, E-Mail: gaertner@ird.fr

Junquera, Susana

Commission Européenne, D.G.Pêche, J-99 3/34, B-1049 Bruxelles, BELGIUM
Tel: +322 298 4747, Fax: +322 295 5700, E-Mail: susana.junquera@cec.eu.int

Monteagudo, Juan Pedro

ANABAC/OPTUC, c/ Txibitxiaga, 24 - entreplanta, 48370 Bermeo, Vizcaya, SPAIN
Tel: +34 94 688 2806, Fax: +34 94 688 5017, E-Mail: monteagudo@yahoo.es

Mosqueira Sánchez, Iago

AZTI Fundazioa, Txatxarramendi Ugarte z/g, 48395 Sukarrieta, Bizkaia, SPAIN
Tel: +34 94 602 9400, Fax: +34 94 687 0006, E-Mail: imosqueira@suk.azti.es

Pallarés, Pilar

Ministerio de Educación y Ciencia, Instituto Español de Oceanografía, c/Corazón de María, 8, 28002 Madrid, SPAIN
Tel: +34 91 347 3620, Fax: +34 91 413 5597, E-Mail: pilar.pallares@md.ieu.es

Pianet, Renaud

I.R.D. UR n° 109 Centre de Recherche Halieutique Méditerranéenne et Tropicale, Avenue Jean Monnet - B.P. 171, 34203 Sète Cedex, FRANCE
Tel: +33 4 99 57 32 39, Fax: +33 4 99 57 32 95, E-Mail: pianet@ird.fr

Sarralde, Roberto

Ministerio de Educación y Ciencia, Instituto Español de Oceanografía Centro Oceanográfico de Canarias, Apartado 1373, 38080 Santa Cruz de Tenerife, SPAIN
Tel: +34 922 549 400, Fax: +34 922 549 554, E-Mail: roberto.sarralde@ca.ieu.es

JAPAN**Matsumoto, Takayuki**

National Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency (NRIFS), Tropical Tuna Section Pelagic Fish Resources Division, 5-7-1, Shimizuorido, 424-8633 Shizuoka-city, Shizuoka
Tel: +81 543 36 6000, Fax: +81 543 35 9642, E-Mail: matumot@affrc.go.jp

Miyabe, Naozumi

National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Shimizu-Orido, 424-8633 Shizuoka,
Tel: +81 543 366 045, Fax: +81 543 359 642, E-Mail: miyabe@fra.affrc.go.jp

Miyake, Makoto P.

Scientific Advisor, Federation of Japan Tuna Fisheries Co-operative Associations, 2-3-22 Kudankita 2-Chome, 102-0073 Tokyo, Chiyoda-Ku
Tel: +81 422 46 3917, Fax: +81 422 43 7089, E-Mail: p.m.miyake@gamma.ocn.ne.jp

Takeuchi, Yukio

Mathematical Biology Section -Pelagic Resource Division National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Shimizu Orido, 424-8633 Shizuoka-Shi
Tel: +81 543 36 6039, Fax: +81 543 35 9642, E-Mail: yukiot@fra.affrc.go.jp

UNITED STATES**Brown, Craig A.**

NOAA Fisheries Southeast Fisheries Center Sustainable Fisheries Division, , 75 Virginia Beach Drive, 33149-1099 Miami, Florida
Tel: +1 305 361 4590, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: craig.brown@noaa.gov

Cass-Calay, Shannon

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, 33149 Miami, Florida
Tel: +1 305 361 4231, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: shannon.calay@noaa.gov

Ortiz, Mauricio

Southeast Fisheries Science Center -NMFS, , 75 Virginia Beach Drive, 33149-1099 Miami, Florida
Tel: +1 305 361 4288, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: mauricio.ortiz@noaa.gov

OBSERVERS**CHINESE TAIPEI****Chen, Chung Ling**

Fisheries Administration Council of Agriculture, N° 2 Chao-Chow St., Taipei
Tel: +886 3 3343 6132, Fax: +886 2 3343 6268, E-Mail: chunling@msl.f.a.gov.tw

Hsu, Chien-Chung

Institute of Oceanography National Taiwan University, P.O. Box 23-13, Taipei
 Tel: +886 2 3362 2987, Fax: +886 2 2366 1198, E-Mail: hsucc@ccms.ntu.edu.tw

INDEPENDENT PEER REVIEWER**Conser, Ramón J.**

NOAA- National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, 8604 La Jolla Shores Drive, 92037 La Jolla, California
 Tel: +1 858 546 5688, Fax: +1 858 546 5656, E-Mail: rconser@ucsd.edu

ICCAT SECRETARIAT

C/ Corazón de María, 8 – 6ª planta, 28002 Madrid, SPAIN
 Tel: +34 91 416 5600, Fax: +34 91 415 2612, E-Mail: info@iccat.es

Restrepo, Víctor

Kebe, Papa

Palma, Carlos

Porter, Julie

Appendix 3**List of Documents****BETYP Symposium** [Collective Volume of Scientific Papers 57(1)]

- SCRS/2004/010 2004 ICCAT Bigeye Tuna Year Program Symposium.
- SCRS/2004/030 General overview of the Bigeye Tuna Year Program (BETYP). FISCH, G.
- SCRS/2004/031 Update of basic data on BETYP tagging recoveries in eastern tropical Atlantic, January 2004. BARD, F.X.
- SCRS/2004/032 Movements of tropical tunas from the tuna associated baitboat fishery of Dakar and from BETYP and historical tagging operations in the Atlantic Ocean. HALLIER, J-P.
- SCRS/2004/033 Análisis de los datos de marcado de patudo en las islas Canarias. DELGADO DE MOLINA, A, J. Ariz, R. Delgado de Molina, J.C. Santana, P. Pallarés.
- SCRS/2004/034 Behavior of bigeye tuna in a baitboat fishery. PEREIRA, J.G.
- SCRS/2004/035 Improvements in the Ghanaian tuna statistics collection system. BANNERMAN, P., P. Pallarés, P. Kebe.
- SCRS/2004/036 Bigeye pop-up tagging results in Azorian waters. ARRIZABALAGA, H., J.G. Pereira.
- SCRS/2004/037 Swimming behavior of adult bigeye tuna using pop-up tags in the central North Atlantic Ocean. MATSUMOTO, M., H. Saito, N. Miyabe.
- SCRS/2004/038 Aggregation of bigeye tuna: Simulation of free-swimming schools versus schools with fish aggregating devices. POWERS, J.E.
- SCRS/2004/039 Growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Atlantic Ocean from tagging-recapture data and otolith readings. HALLIER, J. P., B. Stequert, O. Maury, F.X. Bard.
- SCRS/2004/040 Genetic structure of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Atlantic Ocean. MARTÍNEZ, P., R. Zardoya.
- SCRS/2004/041 FASST: A fully age-size and space-time structured statistical model for the assessment of tuna populations. MAURY, O., B. Faugeras, V. Restrepo.
- SCRS/2004/050 A comparison of bigeye stocks and fisheries in the Atlantic, Indian and Pacific oceans. FONTENEAU, A. [abstract only; for paper see BET World]
- SCRS/2004/064 Status of the ICCAT stock assessment of bigeye tuna: Current and future perspective. MIYABE, N., Y. Takeuchi, H. Okamoto, V. Restrepo. [abstract only; for paper see BET World]

Second World Meeting on Bigeye Tuna [Collective Volume of Scientific Papers 57(2)]

- SCRS/2004/011 Second World Meeting on Bigeye Tuna.
- SCRS/2004/050 A comparison of bigeye stocks and fisheries in the Atlantic, Indian and Pacific oceans. FONTENEAU, A., J. Ariz, A. Delgado, P. Pallares, R. Pianet.
- SCRS/2004/051 The impact of hydrological conditions on the catch results of bigeye tuna in Polish longline fishing. PELCZARSKI, W., M. Kędra. [included in regular issue of ICCAT Collective Volumes of Scientific Papers]

- SCRS/2004/052 Development of the Canadian fishery for bigeye tuna (*Thunnus obesus*) from 1994 to 2002. NEILSON, J.D., H.S. Stone, E.H. Carruthers. [included in regular issue of ICCAT Collective Volumes of Scientific Papers]
- SCRS/2004/053 Preliminary analysis of the relationship between fork length, round weight and dressed weight and the relationship between round weight and dressed weight of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) sampled from China tuna longlining fleet in central Atlantic Ocean. LIMING, S, X. Liuxiong, C. Xinjun. [included in regular issue of ICCAT Collective Volumes of Scientific Papers]
- SCRS/2004/054 Preliminary analysis of the biological characteristics of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) sampled from China tuna longlining fleet in central Atlantic Ocean. LIMING, S, X. Liuxiong, C. Xinjun. [included in regular issue of ICCAT Collective Volumes of Scientific Papers]
- SCRS/2004/055 Preliminary analysis of the relationship between bigeye tuna (*Thunnus obesus*) vertical distribution and the temperature, salinity in the central Atlantic Ocean. LIMING, S, X. Liuxiong, C. Xinjun. [included in regular issue of ICCAT Collective Volumes of Scientific Papers]
- SCRS/2004/057 Conventional and archival tagging of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern equatorial Pacific Ocean. SCHAEFER, K.M., D.W. Fuller.
- SCRS/2004/058 A description of tag-recapture data for bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean. HAMPTON, J., P. Williams. [Collective Volume of Scientific Papers 57(2)]
- SCRS/2004/059 An overview of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) growth studies and implications for age-structured stock assessment. BROWN, C.
- SCRS/2004/060 How to model the size-dependent vertical behaviour of bigeye tuna in its environment? MAURY, O.
- SCRS/2004/061 Tuna natural mortality as a function of their age: the bigeye tuna case. FONTENEAU, A., P. Pallares.
- SCRS/2004/062 Bigeye tuna behavior and physiology... their relevance to stock assessments and fishery biology. BRILL, R., K.A. Bigelow, M.K. Musyl, K.A. Fritsches, E.J. Warrant.
- SCRS/2004/063 The development of an operational model and simulation procedure for testing uncertainties in the Atlantic bigeye (*Thunnus obesus*) stock assessment. PALLARES, P., M. Soto, D.J. Die, D. Gaertner, I. Mosqueira, L. Kell.
- SCRS/2004/064 Status of ICCAT stock assessment of bigeye tuna: Current and future perspective. MIYABE, N., Y. Takeuchi, H. Okamoto, V. Restrepo.
- SCRS/2004/065 Recent developments in the assessment of bigeye tuna in the Indian Ocean. ANGANUZZI and others.
- SCRS/2004/066 Assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. HARLEY, S., M. Maunder, R.B. Deriso.
- SCRS/2004/067 Recent developments in fisheries, data collection and stock assessment for bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean. HAMPTON, J., A. Langley, P. Williams.

BET Assessment

- SCRS/2004/131 Estimates of bigeye (*Thunnus obesus*) bycatch by the Spanish surface fleets in the Northeast Atlantic for 2002-2003. V. ORTIZ DE ZÁRATE. V., I. Artetxe, C. Rodríguez-Cabello, I. Mosqueira, S. Barreiro.
- SCRS/2004/132 Standardized Japanese longline CPUE for bigeye tuna in the Atlantic Ocean up to 2003. OKAMOTO, H., K. Satoh, N. Miyabe.
- SCRS/2004/133 Standardized catch rates for bigeye tuna from the US pelagic longline fishery. ORTIZ, M.
- SCRS/2004/134 Datos estadísticos de la pesquería de túnidos de las Islas Canarias durante el periodo 1975 a 2003. ARIZ, J., R. Delgado de Molina, J.C. Santana, A. Delgado de Molina.
- SCRS/2004/135 Estadísticas Españolas de la pesquería atunera tropical, en el Océano Atlántico, hasta 2003. DELGADO DE MOLINA, A., P. Pallarés, J.C. Santana, R. Delgado de Molina, J. Ariz, R. Sarralde.
- SCRS/2004/136 Esfuerzo de la pesquería artesanal de túnidos de las Islas Canarias. PALLARÉS, P., A. Delgado de Molina, J. Ariz, J.C. Santana, R. Delgado de Molina.
- SCRS/2004/137 Standardized catch per unit effort of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) caught by Taiwanese longline fleets in the Atlantic Ocean. HSU, C-C., H-H. Lee.
- SCRS/2004/138 Statistiques de la pêche thonière FIS durant la période 1991-2003. PIANET, R., V. Vorström, A. Hervé, N. N'Goran Ya, T. Diouf.
- SCRS/2004/139 Statistiques de la pêche thonière Européenne et assimilée durant la période 1991-2003. PIANET, R., P. Pallares, V. Norström, A. Hervé, A. Delgado, J. Ariz.

Details on the Description of Atlantic Bigeye Tuna Fisheries

2.1 Overview

The stock has been exploited by three major gears: longline, which accounted for 65% of the total catch (1999-2003), baitboat and purse seine fisheries throughout its range of distribution. Bigeye is likely more abundant in the eastern Atlantic fishing grounds than in the western areas. The total annual catch exhibited an increase up to the mid-1970s reaching 60,000 t and fluctuating between 45,000 and 84,000 t over the next 15 years. In 1991, it passed 95,000 t and continued to increase, reaching an historic high of about 130,000 t in 1994. Catches have declined since then with some fluctuations. All three types of fisheries (purse seine, baitboat and longline) have shown a decline of 23%, 48% and 43%, respectively, between 1999 and 2002. The decrease in longline catches might be due to different reasons, e.g., the disappearance of the IUU vessels, a decrease of the fishing effort (including a partial relocation in other oceans), or unreported catches (see below, in chapter 2.2, for more detailed information). Because several Contracting Parties did not submit the catch taken in 2003 prior to or at the meeting, it was not possible to calculate precisely the bigeye total catch for this year. However, based on the limited information received, it appears that for the 8 fleets which submitted data on time, the 2003 catch has increased by 8% as compared to 2002 (62,500 t vs. 57,500 t). While bigeye tuna is a primary target species for most of the longline and baitboat fisheries, this species has been of secondary importance for the purse seine fisheries and the Ghanaian baitboat fishery.

The size of fish caught varies among fisheries: medium to large for the longline fishery, small to large for the directed baitboat fishery, and small for other baitboat and purse seine fisheries. Corresponding average weights are 45-50 kg, 20-30 kg and 3-4 kg for these three types of fisheries, respectively.

2.2 Longline fishery

There are two main longline fisheries, operated by Japan and Chinese Taipei (18,600 t and 18,700 t in 2003, respectively). Korea has reduced its activity in the Atlantic considerably since 1990. In more recent years, China and the Philippines started fishing in 1993 and 1998, respectively. China increased its catch to around 6,000-7,000 t after 1998. The Philippines' catch was the highest in 1999 (2,100 t) but declined thereafter to less than 1,000 t.

The Japanese longline fishery started in 1956, primarily targeting yellowfin tuna and albacore. However, since the late 1970s, the target species has changed to bigeye tuna in the tropical waters and bluefin tuna and southern bluefin tuna in the temperate waters. As a consequence, longliners targeting bigeye tuna gradually reallocated their effort in the Eastern tropical Atlantic, as well as in deeper waters of the ocean with the introduction of deep-longlines. Fishing effort employed by this fishery tended to increase during the same period, to 45 million hooks (on average) in the late 1970s and then peaked at 120 million hooks in 1996. Thereafter the number of hooks decreased to 99 million in 2000 (81% of 1996) and 78 million in 2001 (64% of 1996). The catch of Japanese longliners tended to increase from the beginning of their history up to the early 1990s; the average catch was about 15,000 t in the 1960s and the 1970s, about 25,000 t in the 1980s, and 35,000 t in the early 1990s. However, the catch quickly decreased during the late 1990s, and reached 18,600 t in 2003.

Chinese Taipei longline fleets began to fish tunas and tuna-like species in the Atlantic Ocean from the early 1960s. Among the target species, bigeye tuna has become one of the most important for this fishery since 1990. Although most of the Chinese Taipei longline fleets shifted their fishing type from shallow sets targeting albacore to deep sets targeting tropical species (bigeye tuna and yellowfin tuna) in 1987, the reported bigeye catches were not large compared to total catches during 1987-1989. The catch of bigeye tuna for this fishery amounted to 8,000 t in late 1960s, then decreased to only a few thousand tons in the mid-1970s and 1980s, and was around 20,000 t during 1994-1997, with peak in 1996 (21,850 t). An annual catch limit was set at 16,500 t and 125 vessels from 1998 onward. The reported catches for 1998-2001 were around this limit but increased by 12% in the last two years (18,500 t/year in 2002-2003). In 2003, the Chinese Taipei fishing fleet that targeted bigeye tuna consisted of about 100 vessels and used only longline gear to target tunas in the Atlantic Ocean. The increase of catch was mainly due to the 10 FOC vessels re-registering to Chinese Taipei in 2003. Bigeye tuna (18,682 t) comprised about 35.6% of the total landings (52,443 t). The bigeye tuna was regulated by a catch quota per vessel and the catch (16,860 t) from the legitimate Chinese Taipei's vessels (not including re-registered FOC vessels) was counted against Chinese Taipei's catch limit of 17,750 t, which included the 1,250 t from Japan. Catch and effort statistics were compiled from logbooks, trade data, statistical documents etc., and

submitted to the ICCAT Secretariat regularly as data became available. For scientific purposes, observer programs have been initiated in all oceans, including the Atlantic, since 2001. In 2003, there were two observers dispatched on board the vessels targeting for bigeye tuna. As for the certification system, the Bigeye Tuna Statistical Document Program developed by ICCAT is fully implemented.

Bigeye catches reported by China remained stable at about 500 t for the period 1993-1997 and then increased to about 7,000 t in 1999-2001, an amount that corresponds to 9-13% of the total longline catch. The recent period (2002-2003) might indicate a decline in catch (less than 6,000 t/year).

The catch by United States was 500-1,000 t during the 1990s. It is not clear if area closures related to swordfish and other species management regulations, which were introduced in the U.S. longline fishery in 2001, have affected the catch of bigeye tuna (1,085 t reported in 2001).

Activity by the illegal, unreported and unregulated (IUU) longliners that fly flags of convenience appears to have started in the early 1980s, and became significant thereafter. In 1999, catches suspected to have been made by the IUU longline fleet were tabled and studied by the SCRS for the first time. Those estimates were based on yearly Japanese import statistics which are available since 1983. During the 2004 Working Group a USA import statistic document was presented to the participants. The estimates of unreported catch provided by the Secretariat are considered to be minimum estimates and they are uncertain. It appears that NEI catches of bigeye concern mainly NEI-EC, NEI-Belize, NEI-Honduras and NEI-Equatorial Guinea. Since 2000, St. Vincent and the Grenadines reported its bigeye catch for the large longline vessels to ICCAT, and according to these statistics, the activities by this fleet appear to have been reduced to a negligible level in 2002. Because of the apparent decrease in catches by IUU activities, the estimated total unreported catch in 2002 was less than 3,000 t, i.e., a 90% decline from the high of 25,000 t estimated for 1998. The Working Group noted that the Organization for the Promotion of Responsible Tuna Fisheries started a buy-back program of IUU vessels, i.e., IUU vessels with flags of convenience are now re-flagged to the countries of their owners (mostly Chinese-Taipei). About 150 IUU longliners in 1999 have been reduced to about 30 vessels by the end of 2003. Most of these remaining IUU vessels are not in operating condition (Miyake, in press).

2.3 Baitboat

The baitboat fishery has a long history that dates back before 1960. The major baitboat fisheries are located in Ghana, Senegal, the Canary Islands, Madeira and Azores. Unlike in other oceans, baitboats catch significant amounts of medium and large-size bigeye tuna, except in Ghana where mainly small fish are caught.

- Eastern Atlantic

The tuna fishery in Ghana, started by the Japanese in the early 1960s, targeted skipjack, with minor landings of juvenile yellowfin and bigeye. During the past four decades, tuna fishing in Ghana has been characterized by major changes. The baitboat catches dominated the landings in Ghana, unloading in Tema. Fish caught by this gear were rather small, captured only on free-swimming schools including yellowfin, skipjack, bigeye and some minor species. Since about 1991, the purse seine and Ghanaian baitboat fisheries introduced a fishing technique that utilizes artificial fish aggregating devices (FADs). Owing to the change in the fishing strategy, the proportion of bigeye increased regularly in the baitboat catches. Since 1997, the re-introduction of purse seiners has resulted in an association with baitboats. Fishing operations on FADs have continued as well, but more so for baitboats than purse seiners. These successive changes have notably increased the catch rate of baitboats and seem to have affected particularly the proportion of bigeye, and thus the nominal CPUE.

There are several baitboat fisheries that operate along the African coast. One of them is the baitboat fishery based in Dakar that began operations in 1956 in the coastal areas off Senegal and Mauritania. The bigeye tuna fishing season is from March to November. The average weight of bigeye tuna taken by this fishery is 8 kg. Since the early 1990s this fleet has developed a fishing method that uses the baitboats as FADs. This new technique has apparently improved fishing efficiency and contributed to the increase of the bigeye catch.

Other baitboat fisheries operate in the various archipelagoes in the Atlantic: Azores, Madeira, Canary Islands and Cape Verde, which target different species of tuna, including bigeye tuna, according to the season. Major catches for this species are observed in April to July in the Azores and in March to July in Madeira (average weight of bigeye tuna taken by these fleets around 20 kg). In both Madeira and the Azores, a decrease in the catches has been observed in recent years, but is probably due to environmental conditions that produce fluctuations in the local bigeye abundance and/or availability. The fishing season for this species in the Canary Islands is from

March until October (average weight = 19 kg). Similarly for the baitboat fleet of Dakar, the pole and line fishery operating from the Canary Islands has used the boat itself as a floating object, under which the various species of tuna aggregate, including bigeye tuna. The moderate catches of bigeye (2,000-3,000 t/year) observed in this fishery since 2000 (SCRS/2004/134) are likely the consequence of the change in the fishing grounds due to the termination of the fishery agreement with Morocco.

The northeast Atlantic Spanish tuna fisheries (baitboat and trolling) for albacore and bluefin catch small quantities of bigeye tuna as by-catch during the summer months (around 250-500t/year; SCRS/20004/131). The cause of the lack of bigeye catch before 1998 remains uncertain (i.e., catch not reported due to misclassification as yellowfin, or appearance of catch after 1998 due to a northerly extension of the bigeye spatial distribution caused by climatic changes).

- Western Atlantic

In the western Atlantic the first fishery developed was the baitboat fishery (in the 1950s). The most important fisheries are the Brazilian baitboat fishery, which only targets skipjack tuna, and in a minor way the Venezuelan pole and line, which targets yellowfin, skipjack and Atlantic blackfin tuna. Because baitboats of this fleet bring assistance to Venezuelan purse seiners and consequently receive a part of the catch, it remains difficult to evaluate precisely what amount of bigeye catch was caught by baitboats alone.

2.4 Purse seine

The purse seine fishery exists on both sides of the Atlantic Ocean, but the magnitude of the eastern Atlantic fishery has been much larger than the fishery in the western Atlantic.

- Eastern Atlantic

In the East Atlantic, the tropical purse seine fleets operate in the Gulf of Guinea and off Senegal. This fishery is composed of two components: the EC fleets (France, Spain and associated, i.e., other flags from European tuna boat owners), and a fleet based in Ghana operating since 1997. Unlike the case of the longline fishery, the fishery statistics necessary for stock assessment (logbooks as well as sampling for size and species composition) have been collected from most of the purse seine fleets associated with the EC fleet. Very little information is available from the Ghanaian purse seine fishery.

The total number of European and associated purse seiners has declined from 71 boats in the 1990s and stabilized to 40-45 since 1998; some of these boats are associated with auxiliary vessels (supplies) for the FAD fishery. This fishery operates using two fishing modes: on logs (or Fish Aggregating Devices) and on free schools; log sets represent 35 to 50 % of the total number of sets. The total catch was close to 121,500 t in 2003, from which 9,500 t (8%) was bigeye, and about 72% of this bigeye catch was made on FADs and was comprised of juveniles (35-65 cm FL, with an average weight of 4 kg; SCRS/2004/135, SCRS/2004/138, SCRS/2004/139).

The situation is more complex for the Ghana-based fleet, whose purse seiners work either as classical purse seiners on FADs, or in association with baitboats and carriers, quite exclusively in the Gulf of Guinea area. This fleet developed rapidly from two boats catching 7,000 t in 1996 to 10 boats catching 32,000 t in 2001, of which about 7,500 t was bigeye.

Since November 1997, the EC purse seine fleets introduced a three-month moratorium on FADs in the area encompassed by 5°N, 4°S and east of 20°W in the Gulf of Guinea. This voluntary moratorium was again conducted in 1998 until it became mandatory through an ICCAT Recommendation for all purse seiners (June 1999) and then all the equatorial fleets (June 2000). This measure introduced a significant change in fishing area and activities of the EC purse seine fleets: the decrease in the number of their vessels and the implementation of the moratorium resulted in a reduction their log catch (40%) in general, and more specifically of their bigeye catch (50%).

- Western Atlantic

In the western Atlantic the only purse seine fishery is operated by Venezuela, however the bigeye catch reported by this fleet is very minor (less than 500 t /year of bigeye).

Details on the Application of MULTIFAN-CL to Bigeye Tuna

Development of a MULTIFAN-CL (MFCL) application to bigeye started in March 2003. Since then, several changes have been made to the data sets as experience has been gathered. In March this year, Miyabe *et al.* (SCRS/2004/064) presented preliminary results at the BETYP Symposium (SCRS/2004/010). Further revisions to the data were made between then and this assessment. This document summarizes the data used as of June 2004.

Fisheries

Three regions are used:

Area	Description
1	North of 25°N
2	15°S to 25°N
3	South of 15°S

Fourteen fisheries are defined primarily based on gear used, area and type of operations (Fleet codes are as in the ICCAT database). Note that the BETYP Symposium recommended that Fishery 3 be split into two separate fisheries depending on set type (free school or FAD), but there was insufficient time to implement this change before the assessment.

Fishery	Area	Fleets*	Gear	Years
1	2	21, 8, 73	PS	1965-1985
2	2	21, 8, 73	PS	1986-1990
3	2	21, 8, 73	PS	1991-2002
4	2	27	BB	1965-2002
5	2 (S of 10°N)	21, 8, 73	BB	1962-2002
6	2 (N of 10°N)	8+50+53, 73, 65	BB	1965-1979
7	2 (N of 10°N)	8+50+53, 73, 65	BB	1980-2002
8	1	others	BB	1965-2002
9	1	12	LL	1961-2002
10	2	12	LL	1961-2002
11	3	12	LL	1961-2002
12	1	others	LL	1965-2002
13	2	others	LL	1965-2002
14	3	others	LL	1961-2002

Catches

The total catches computed from CATDIS for each fishery are given in **Table A4.1**.

ICCAT Task II size data were extracted for each fishery by 2-cm intervals from 20 to 220 cm. Weight data were only used for the Japanese longline fishery (1-kg intervals, from 1 to 220 kg). When several fleets in a given fishery reported size samples, the samples were put together, weighted by the catch of each fleet. When raised size data ("CAS") were available, the number of fish was artificially reduced not to exceed 1000 measured fish.

CPUE and Effort data

The methodology used to obtain CPUE for the Japanese longline fisheries is presented in SCRS/2004/132.

For other fisheries, nominal effort and catch data from CATDIS were used. The general approach used was to combine different CPUE series available for any given fishery in order to calculate an average by running a generalized linear model with the following factors:

$$\text{CPUE}_{y,q,f} \sim \text{Year}_y + \text{Quarter}_q + \text{Fleet}_f$$

where Fleet represents available datasets. S-Plus was used assuming a quasi-likelihood family model with log-link and a variance function proportional to the mean (i.e., similar to a Poisson error structure).

Once an average CPUE was calculated for a Fishery in a given quarter:year stratum, fishing effort was computed as

$$\text{Effort}_{y,q} = \text{Catch}_{y,q} / {}^{\text{pred}}\text{CPUE}_{y,q}$$

It was noted that this is not a rigorous standardization approach, but rather a convenient way to pool together the available data. The following treatment of the data was followed:

- If monthly data were available for a given fleet, three monthly values were used corresponding to a given quarter.
- In some cases, catch-effort data were available for a given fishery-quarter-year stratum but CATDIS contained no catches for that stratum. These data were excluded.
- If the catch for a given fishery-quarter-year stratum was zero, these data were excluded.
- Some fleets were excluded from the analyses because they contained too few observations (for instance, when data were available for only one or two years).
- For purse seine Fleets that reported both fishing hours and fishing days, fishing hours were divided by 12 in order to convert them into days.

Table 4.2 presents the estimated CPUE series. The figures in this Appendix give summary plots of the results obtained with the GLMs.

Update of tagging data

Tagging data has been maintained by ICCAT, and the national scientists contributed in extracting and computerizing both release and recovery data especially since when the Group decided to implement the application of statistically integrated model for the bigeye stock as a part of the BETYP. Most of the BET tagging in the Atlantic took place during the ISYP program and during the recent BETYP. No tagging was conducted in the south of 15S. Some of the earlier data did not have the release data that were not recovered. The summary of these data are given in **Tables A4.3 and A4.4**.

Model assumptions

Table A4.5 presents modeling assumptions made for the initial run ("Run1" in the main body of the report).

Table A4.1. Catch of Atlantic bigeye, by fishery (fisheries 9, 10 and 11 are in numbers; other fisheries are in t).

Year	Qtr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1961	1									0	13529	18			
	2									0	46211	14			
	3									0	124196	586			
	4									0	54110	4997			163
1962	1					3				0	33376	1113			15
	2					31				0	111921	78			8
	3					16				114	134512	12138			130
	4					15				19	48748	25868			70
1963	1					19				0	40045	1383			8
	2					189				145	95108	14			144
	3					97				845	71815	26491			207
	4					90				27	39461	9976			186
1964	1					7				8	56772	830			6
	2					66				929	57274	1064			120
	3					34				1532	70832	31805			170
	4					32				8021	97334	17340			132
1965	1		7			0	4		222	20590	130980	1800		145	108
	2		15			1	3		7565	20941	117238	21925		50	52
	3		96			0	1		1768	5318	174340	39563		98	91
	4		8			0	1		132	22646	63568	30929		85	243
1966	1		8			0	16		264	1177	95530	2138		309	175
	2		4			3	10		4385	4843	28242	16958		134	27
	3		10			2	5		464	7604	22910	17517		273	329
	4					2	2		165	14815	11871	8517		707	186
1967	1		27			13	695		250	3166	51001	2867		758	462
	2		57			136	453		8109	1047	21523	4167		205	71
	3		331			70	219		832	2280	21303	9999		468	1095
	4		58			65	77		133	8333	39543	15664		1612	284
1968	1		61			1	60		219	2088	30866	1661	4	1846	486
	2		102			12	39		2248	10657	22794	10131		790	510
	3		832			6	19		468	11078	61030	20898	1	2119	857
	4		86			6	7		62	2557	20914	9907		2106	493
1969	1		567			18	949		291	2031	26768	7658	48	3701	753
	2		993			186	619		4527	609	43355	47207	2	2363	337
	3		1400			96	299		1700	3142	67104	28734		1525	1263
	4		275			89	105		628	716	11247	25064	185	2271	1293
1970	1		139			29	28		554	5651	30773	11134	60	6104	747
	2		1331			60	745		5707	6010	20647	12433	28	2801	378

Year	Qtr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
	3	1760				137	254		2105	7197	39443	2811	34	4460	762
	4	375				221	27		434	34387	9494	9232	186	3273	563
	1	539				4	6		1003	19937	75802	3127	157	5532	707
	2	1669				501	124		6507	57722	66122	17982	28	3897	265
1971	3	1809				78	444		1546	20811	40475	13386	10	3266	1257
	4	618				119	109		885	48751	26600	4325	100	3678	658
	1	589				150	6		454	38368	103828	2702	198	4075	714
	2	1140				70	51		3852	6750	51515	6981	7	2540	843
	3	2573				439	172		1505	11167	36884	3745	8	1962	1159
	4	1434				168	71		1319	25202	37835	21584	179	3214	199
	1	225				17	30		694	24832	97600	2531	237	5270	907
	2	3578				438	357		5985	30188	16560	16290	105	3452	557
	3	2222			16	80	295		2685	10973	49521	16314	11	3052	1393
	4	840			14	39	23		1000	78343	23434	24905	121	3133	244
	1	2367			0	30	243		614	169954	26969	1801	225	5452	917
	2	2179			0	68	393		9865	64930	857	16060	44	3374	406
	3	3341			39	88	47		2728	16316	20329	15101	5	2969	1298
	4	1371			34	18	146		987	98959	11882	14690	75	3478	409
	1	208			0	0	8		937	73847	127235	446	296	7801	1033
	2	1958			0	0	156		9210	46839	15650	2840	1101	3546	476
	3	2951			45	1070			1837	10204	54871	17778	248	4151	1548
	4	762			39		141		633	46322	21207	32026	147	3274	336
	1	905			29	95	48		904	51784	10907	1248	891	3499	264
	2	3728			10	0	11		4932	13290	4133	29	1185	5433	902
	3	2754			45	0	1139		929	9719	13665	694	335	3304	1639
	4	1361			57		93		420	36215	16773	12723	419	1997	679
	1	1189			12	0	2		1991	11868	16848	664	776	2268	297
	2	7093			12		526		4986	12390	7820	2053	1135	6278	662
	3	4471			162		2044		834	4178	42841	2890	304	3622	1139
	4	1663			51	0	16		300	29815	43096	15562	351	3228	333
	1	936			35	0	18		996	16452	15253	861	357	5099	858
	2	4839			31		1208		7617	7902	10432	124	28	3802	834
	3	3186			36		2054		700	6725	46426	3271	1	4198	1323
	4	1540			19		515		168	47581	35406	19198	161	2524	310
	1	769			35		2		259	21822	10355	965	128	4017	1312
	2	5911			24	17	148		4758	8601	10650	273	11	2378	835
	3	2504			48	21	1724		723	9954	60217	1836	4	2655	769
	4	605			76	48	96		647	52598	58800	34633	217	3059	218
	1	1523			72			1	246	29617	44707	3389	168	4165	966
	2	5812			13	20		172	5050	21133	52540	4527	5	3915	821
	3	3057			41	25		2072	323	19097	99260	6241	0	4676	1279
	4	1275			134	57		113	1913	79610	73309	21967	125	4806	276
	1	2878			6			0	316	17293	84155	12639	46	5452	269
	2	10181			47			108	3801	14866	40833	11359	8	4120	603
	3	3942			402			1534	383	38513	49206	4025	1	4770	585
	4	1409			17			569	552	76277	83264	39387	53	4431	225
	1	1518			249			47	267	8618	262675	4927	103	3783	340
	2	9541			183			111	2415	9687	69720	15586	193	4376	873
	3	3596			0			1322	638	15627	88814	11101	54	3466	954
	4	1248			0			486	51	34770	148150	33937	147	4295	370
	1	4733			300			77	744	22572	134661	516	199	4542	557
	2	5679			0	27		78	4454	8486	8811	54	192	4210	1105
	3	4009			0	27		393	929	6391	40597	2514	144	3740	426
	4	2588			0	0		1273	306	20181	92370	14688	195	3217	100
	1	1871			117	0		6	606	17620	155868	880	225	3641	45
	2	6841			61	0		40	4269	10226	24772	357	186	4383	1006
	3	6398			514	19		736	1277	3102	93977	17584	151	4683	245
	4	2318			639	9		1401	626	39756	141511	18810	204	4176	51
	1	734			281			23	1376	15510	239912	1471	213	5687	169
	2	2964			192	0		25	7134	6764	62819	12464	116	5224	643
	3	3311			466	0		2218	1797	14373	112095	7410	114	4498	450
	4	1808			468			1783	1038	37690	156488	8521	208	3375	300
	1		1468		225	0		78	1026	11580	235778	1609	245	5204	67
	2		3089		114			7	7770	2350	39174	6726	50	5152	443
	3		3691		437			1641	1086	20253	39776	9621	303	1894	673
	4		2018		656	0		1514	619	45475	58571	28787	494	2360	276
	1		1818		265	0		96	1956	20173	147150	2321	154	7722	223
	2		1518		141			3	3576	8547	31854	7797	89	2698	931
	3		3352		467			1534	1267	13078	35871	7540	417	1760	665
	4		1807		241			1050	1291	31064	87555	11650	211	2032	118
	1		959		0	0		6	345	11397	188259	7586	64	5770	191
	2		2357		70	0		27	3591	3321	71293	23672	83	2585	868
	3		4164		654			1613	534	6232	96813	15697	273	2258	877
	4		2083		490	0		863	282	38099	192088	26693	246	2793	87
	1		1304		616	8		0	304	22247	271554	4679	76	6535	139
	2		2094		524	0		4	5667	4158	159170	19709	52	4253	790
	3		2699		489	0		1698	1071	6854	145055	9786	209	3228	637
	4		1659		528	12		697	286	33678	161579	22517	198	2732	136
	1		1678		916	66		29	730	26605	276737	1419	80	5462	105
	2		1716		1763	7		40	7349	10055	112675	8455	31	4612	1032
	3		3550		1217			2372	1036	7076	110047	10126	156	3388	1633
	4		3357		1135	153		380	303	46724	119251	35898	285	4494	235
	1			5136	304	53		64	1187	22195	198351	3096	102	7463	294
	2			3047	362			64	6164	15043	104025	11333	92	6933	1016

Year	Qtr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1992	3			4387	57	33		1716	2991	6960	108504	14058	402	6133	1026
	4			5146	3366			721	301	43095	100735	26422	329	6958	590
	1			6394	927	58		57	795	19805	205626	2795	76	7314	434
	2			4276	241	19		8	6679	11650	42440	7848	67	6394	581
1993	3			4138	1643			917	2609	2146	93501	9196	336	6593	741
	4			4767	55			1382	553	33482	114440	39484	239	6378	209
	1			11106	880	0		270	1016	8202	299728	734	71	5618	480
	2			8785	809	7		1003	1832	14409	150178	6823	106	2416	859
1994	3			5188	1146			4804	1203	2752	134890	36815	545	4097	2515
	4			8062	742	0		1325	1213	25895	116517	58213	356	8998	1676
	1			10043	862	2		216	1377	11865	224878	3972	229	8275	1036
	2			9768	1661	7		218	8599	3153	99113	29929	182	4676	2198
1995	3			5247	1146			1299	2435	512	87441	67584	215	5570	2814
	4			9425	1068	201		635	249	20061	145508	35380	227	12295	1523
	1			8460	1273	87		194	587	5223	221312	5303	61	7788	49
	2			6592	1131	0		297	9198	5832	78909	24030	117	4105	617
1996	3			3972	1556			1915	4068	2502	93284	41869	655	7661	1866
	4			7690	1556	136		679	2793	9943	113481	28438	374	14172	1154
	1			7763	564	169		30	2334	8828	235660	8012	176	13619	159
	2			5730	233	27		29	4388	14748	101586	17689	249	5703	840
1997	3			6011	287			2635	2268	10288	92974	17631	453	7253	1848
	4			9315	3098	261		770	1753	17845	116287	39856	94	9406	516
	1			5214	542	112		250	894	28023	199632	2584	213	20273	373
	2			4950	732	59		233	7810	24660	99407	14321	286	6519	538
1998	3			4271	838	48		1868	1721	859	85348	38878	635	6807	1216
	4			5264	2456	89		908	491	14782	62645	37789	403	3578	479
	1			2854	2647	88		1170	241	29489	156443	601	316	17049	87
	2			4737	1665	0		383	5582	17474	80260	11293	315	7499	238
1999	3			4550	2418			1720	1014	4830	79398	33221	492	7800	467
	4			4826	3040	0		727	399	22228	86076	29120	512	12405	314
	1			3105	660	55		408	111	25880	175583	1063	591	18705	411
	2			6456	628			657	5299	17917	79914	24297	456	12394	470
2000	3			6122	1183	87		3119	3169	1264	59626	29137	612	9188	886
	4			7291	2644	0		2953	926	29613	52173	19724	512	9945	510
	1			4223	202	148		1418	288	35688	230150	1487	406	21244	1113
	2			5024	601	28		535	2128	21134	87049	27229	472	8599	979
2001	3			3708	802	16		2250	1124	6099	67132	10634	603	6223	390
	4			6819	500	0		821	125	10827	48921	18206	450	5341	746
	1			4254	63	58		351	361	48735	153771	766	197	15259	284
	2			4966	235	52		852	2252	30925	55535	6087	269	8827	483
2002	3			6522	926			2678	1091	2471	29973	6097	323	3949	880
	4			9196	5349	21		957	333	12801	33589	21764	361	5694	611
	1			4764	2125	77		841	80	30631	104369	243	441	11787	490
	2			3737	1471	23		13	1610	11349	42933	2456	293	7174	688
	3			4373	350			1405	1245	179	36807	5923	570	4584	997
	4			6073	432	92		242	364	10686	50029	17773	348	3187	514

Table A4.2. CPUE series by fishery. CPUEs for Fisheries 9-11 were obtained as explained in SCRS/2004/132.

Year	Qtr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1961	1										0.485	0.609			
	2										0.950				
	3										1.135	3.130			
	4										0.787	2.043			
1962	1										0.579	0.858			
	2										0.864	2.016			
	3									0.842	0.995	3.120			
	4									0.220	0.816	1.506			
1963	1										0.681	0.789			
	2									0.593	0.961	1.391			
	3									0.682	1.109	1.863			
	4										0.982	1.406			
1964	1									0.423	0.845	0.851			
	2									0.422	0.829	1.194			
	3									0.628	0.841	1.878			
	4									1.899	0.883	1.404			
1965	1								0.560	2.054	0.820	0.974			
	2								3.408	0.900	0.762	1.132			
	3								0.651	1.040	0.906	1.740			
	4								0.648	2.618	0.835	1.785			
1966	1								0.193	0.996	0.797	0.895		0.104	0.008
	2								1.172	0.830	0.694	0.588		0.083	0.022
	3								0.224	2.674	0.884	1.270		0.083	0.033
	4								0.223	2.163	0.915	1.110		0.098	0.016
1967	1								0.509	0.828	0.949	0.845		0.132	0.043
	2								3.098	0.551	0.811	0.843		0.105	0.124
	3								0.592	1.398	0.824	1.481		0.105	0.187
	4								0.589	2.544	0.919	1.263		0.124	0.090
1968	1								0.544	1.022	0.905	0.807	0.011	0.129	0.061
	2								3.309	1.258	0.834	1.035		0.103	0.175
	3								0.632	3.442	1.137	1.224	0.019	0.103	0.264
	4								0.629	1.177	0.978	1.220		0.121	0.127

Year	Qtr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1969	1	0.044				0.132	0.194		0.927	0.895	0.941	1.106	0.105	0.139	0.043
	2	0.103				0.285	0.168		5.643	0.700	0.829	1.651	0.097	0.110	0.124
	3	0.089				0.590	0.359		1.078	1.310	0.920	1.294			0.187
	4	0.044				0.312	0.127		1.073	1.605	0.990	1.506	0.198	0.131	0.090
1970	1	0.071				0.200	0.168		0.928	0.983	0.859	1.299	0.069	0.284	0.040
	2	0.168				0.431	0.145		5.646	1.269	0.753	0.977	0.064	0.226	0.116
	3	0.145				0.892	0.309		1.079	1.596	0.843	0.858	0.126	0.228	0.175
	4	0.072				0.472	0.109		1.074	1.921	1.087	1.132	0.132	0.268	0.084
1971	1	0.048				0.254	0.075		0.539	1.086	1.009	0.922	0.058	0.134	0.035
	2	0.114				0.547	0.065		3.279	1.314	0.749	0.720	0.054	0.107	0.100
	3	0.098				1.131	0.139		0.626	0.888	0.836	0.906	0.105	0.107	0.150
	4	0.049				0.599	0.049		0.623	1.372	1.038	0.812	0.110	0.126	0.072
1972	1	0.047				0.359	0.047		0.289	1.050	0.912	0.764	0.023	0.095	0.011
	2	0.109				0.774	0.041		1.760	1.035	0.825	0.883	0.021	0.075	0.033
	3	0.095				1.601	0.087		0.336	0.941	1.076	0.586	0.041	0.076	0.049
	4	0.047				0.847	0.031		0.335	1.517	1.238	1.129	0.043	0.089	0.024
1973	1	0.137				1.272	0.119		0.834	1.084	1.446	1.185	0.031	0.130	0.020
	2	0.322				2.742	0.103		5.073	2.282	0.997	0.937	0.029	0.104	0.058
	3	0.279				5.669	0.220		0.969	1.063	1.211	1.390	0.056	0.104	0.087
	4	0.139				3.001	0.078		0.965	2.951	1.033	1.388	0.059	0.123	0.042
1974	1	0.094				0.305	0.142		0.844	2.476	1.763	1.458	0.021	0.105	0.036
	2	0.221				0.658	0.123		5.138	1.816	0.900	1.467	0.019	0.083	0.105
	3	0.192				1.361	0.261		0.982	0.885	0.887	1.272	0.038	0.084	0.158
	4	0.095				0.720	0.092		0.977	2.213	0.920	1.180	0.039	0.099	0.076
1975	1	0.047			0.797		0.271		0.493	1.225	1.186	0.707	0.014	0.102	0.024
	2	0.111			0.697		0.235		2.997	1.043	0.851	0.720	0.013	0.081	0.068
	3	0.096			1.370		0.500		0.573	0.859	0.770	2.055	0.025	0.082	0.103
	4	0.048			1.427		0.177		0.570	1.579	0.943	1.229	0.027	0.096	0.049
1976	1	0.040			0.855	17.685	0.466		0.599	0.968	0.895	1.037	0.023	0.066	0.018
	2	0.095			0.748	38.121	0.404		3.643	0.754	0.767		0.021	0.052	0.051
	3	0.082			1.471	78.825	0.860		0.696	0.887	0.807	1.267	0.041	0.053	0.076
	4	0.041			1.532	41.725	0.304		0.693	1.741	1.936	2.842	0.043	0.062	0.037
1977	1	0.194			0.366		0.651		0.313	1.028	1.465	1.304	0.030	0.088	0.020
	2	0.455			0.321		0.564		1.902	1.425	1.086	1.178	0.028	0.070	0.056
	3	0.393			0.630		1.201		0.363	0.954	1.515	2.721	0.055	0.070	0.085
	4	0.196			0.656		0.425		0.362	1.750	2.088	2.335	0.057	0.082	0.041
1978	1	0.078			0.236		1.111		0.543	1.581	1.258	1.290	0.021	0.097	0.026
	2	0.184			0.207		0.963		3.304	0.740	1.212	0.731	0.019	0.078	0.074
	3	0.159			0.406		2.050		0.631	1.017	1.425	1.445	0.038	0.078	0.112
	4	0.079			0.423		0.725		0.628	2.132	1.229	1.746	0.040	0.092	0.054
1979	1	0.074			0.386	3.681	0.640		0.826	0.987	1.851	1.003	0.016	0.092	0.022
	2	0.174			0.337	7.934	0.555		5.026	1.030	1.382	1.219	0.015	0.074	0.064
	3	0.151			0.663	16.406	1.181		0.960	0.989	1.395	2.347	0.029	0.074	0.096
	4	0.075			0.691	8.684	0.418		0.956	1.639	1.346	1.390	0.030	0.087	0.046
1980	1	0.052			0.212				0.379	1.704	1.775	0.916	0.015	0.096	0.048
	2	0.123			0.186				2.304	2.503	1.514	1.162	0.014	0.076	0.139
	3	0.106			0.365				0.440	1.181	1.247	1.197	0.028	0.077	0.209
	4	0.053			0.380				0.438	1.373	1.241	0.723	0.029	0.090	0.100
1981	1	0.033			0.071			0.118	0.376	0.833	1.569	1.098	0.011	0.147	0.022
	2	0.076			0.062			0.114	2.286	1.061	1.230	1.125	0.010	0.117	0.062
	3	0.066			0.122			1.680	0.437	0.776	1.051	1.167	0.019	0.118	0.094
	4	0.033			0.127			0.669	0.435	0.985	1.125	0.950	0.020	0.138	0.045
1982	1	0.062			0.602			0.101	0.188	1.372	1.305	0.789	0.014	0.109	0.021
	2	0.145			0.527			0.097	1.146	0.987	1.155	0.861	0.013	0.087	0.059
	3	0.125			1.036			1.432	0.219	0.745	0.981	1.089	0.026	0.087	0.089
	4	0.062			1.079			0.570	0.218	0.835	1.233	0.788	0.027	0.102	0.043
1983	1	0.304			0.023	0.575		0.110	0.353	1.065	1.313	0.441	0.008	0.651	0.011
	2	0.714			0.020	1.240		0.106	2.149	0.897	1.246	0.787	0.008	0.518	0.031
	3	0.617			0.039	2.563		1.564	0.410	0.944	1.221	0.703	0.015	0.522	0.046
	4	0.307			0.041	1.357		0.622	0.409	0.864	1.232	0.992	0.015	0.613	0.022
1984	1	0.325			0.306	1.087		0.110	0.477	0.964	1.387	0.681	0.006	0.168	0.006
	2	0.763			0.267	2.343		0.106	2.900	1.034	1.205	0.833	0.006	0.134	0.017
	3	0.660			0.526	4.845		1.558	0.554	1.014	1.129	1.036	0.012	0.135	0.026
	4	0.329			0.548	2.565		0.620	0.551	1.454	1.190	0.982	0.012	0.159	0.013
1985	1	0.200			0.315			0.178	0.481	0.924	1.519	0.974	0.009	0.132	0.013
	2	0.470			0.276			0.172	2.924	1.079	1.179	1.233	0.008	0.105	0.039
	3	0.406			0.542			2.538	0.559	1.453	1.029	0.789	0.016	0.106	0.058
	4	0.202			0.565			1.010	0.556	1.253	1.246	0.953	0.016	0.124	0.028
1986	1		0.293		0.393			0.213	0.329	0.888	1.627	0.899	0.021	0.130	0.018
	2		0.433		0.344			0.205	2.000	0.552	1.458	0.847	0.019	0.104	0.051
	3		0.700		0.676			3.030	0.382	0.825	1.172	0.990	0.038	0.104	0.077
	4		0.524		0.704			1.206	0.380	0.990	1.264	0.665	0.039	0.123	0.037
1987	1		0.185		0.252			0.214	0.130	1.150	1.604	1.665	0.013	0.162	0.016
	2		0.274		0.221			0.206	0.789	1.010	1.295	1.255	0.012	0.129	0.046
	3		0.444		0.434			3.044	0.151	0.735	1.309	1.056	0.023	0.130	0.069
	4		0.332		0.452			1.211	0.150	0.655	1.747	1.121	0.024	0.153	0.033
1988	1		0.264		0.153			0.154	0.255	0.664	1.577	0.695	0.010	0.152	0.013
	2		0.391		0.134			0.149	1.549	0.529	1.384	1.005	0.009	0.121	0.038
	3		0.633		0.263			2.197	0.296	0.670	1.352	0.847	0.018	0.122	0.056
	4		0.473		0.274			0.874	0.295	0.839	1.366	0.857	0.019	0.144	0.027
1989	1		0.210					0.116	0.305	0.664	1.374	1.259	0.014	0.110	0.009
	2		0.311					0.112	1.854	0.418	1.145	0.904	0.013	0.088	0.025
	3		0.504					1.647	0.354	0.780	1.039	0.996	0.026	0.088	0.037
	4		0.377					0.656	0.353	0.758	0.961	0.572	0.027	0.104	0.018

Year	Qtr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1990	1		0.298			4.067		0.165	0.382	0.805	1.101	0.827	0.014	0.129	0.009
	2		0.441			8.766		0.159	2.324	0.684	0.966	0.860	0.013	0.102	0.025
	3		0.714			18.127		2.347	0.444	1.255	0.840	0.760	0.025	0.103	0.038
	4		0.534			9.595		0.934	0.442	1.033	0.948	0.915	0.027	0.121	0.018
1991	1			0.055	0.035	1.148		0.015	0.310	0.917	1.108	0.547	0.014	0.146	0.007
	2			0.061	0.031	2.475		0.015	1.889	1.030	0.997	0.574	0.013	0.116	0.019
	3			0.046	0.060	5.118		0.216	0.361	1.181	0.874	0.650	0.026	0.117	0.028
	4			0.075	0.063	2.709		0.086	0.359	0.809	0.891	0.670	0.027	0.137	0.014
1992	1			0.066	0.020	0.408		0.021		0.803	1.107	0.476	0.010	0.140	0.004
	2			0.073	0.018	0.880		0.020		0.609	0.844	0.588	0.009	0.111	0.011
	3			0.055	0.035	1.819		0.296		0.663	0.928	0.615	0.018	0.112	0.017
	4			0.090	0.036	0.963		0.118		0.887	0.990	0.930	0.019	0.132	0.008
1993	1			0.132	0.019	0.479		0.022		0.534	1.044	0.421	0.011	0.459	0.006
	2			0.146	0.017	1.033		0.021		0.573	1.001	0.647	0.010	0.365	0.017
	3			0.110	0.033	2.136		0.309		0.628	0.909	0.856	0.020	0.367	0.025
	4			0.179	0.034	1.131		0.123		0.924	0.915	0.891	0.021	0.432	0.012
1994	1			0.142	0.032	0.978		0.005		0.479	1.044	0.588	0.011	0.137	0.008
	2			0.157	0.028	2.109		0.004		0.382	0.872	0.795	0.010	0.109	0.024
	3			0.118	0.054	4.361		0.064		0.480	0.777	0.675	0.020	0.110	0.036
	4			0.193	0.057	2.308		0.026		0.908	0.841	0.538	0.021	0.129	0.017
1995	1			0.110	0.007	1.024		0.037		0.624	1.054	0.690	0.011	0.184	0.014
	2			0.122	0.006	2.208		0.036		0.434	0.846	0.704	0.010	0.146	0.039
	3			0.092	0.013	4.565		0.524		0.592	0.817	0.705	0.019	0.147	0.059
	4			0.150	0.013	2.416		0.209		0.504	0.732	0.479	0.020	0.173	0.028
1996	1			0.112	0.057	1.248		0.040		0.686	0.917	0.610	0.016	0.200	0.013
	2			0.124	0.050	2.691		0.039		0.562	0.701	0.482	0.015	0.159	0.038
	3			0.093	0.097	5.564		0.571		0.718	0.589	0.698	0.029	0.160	0.057
	4			0.153	0.101	2.945		0.227		0.541	0.592	0.660	0.030	0.188	0.027
1997	1			0.083	0.096	0.447		0.016		0.826	0.778	0.432	0.027	0.169	0.012
	2			0.091	0.084	0.963		0.015		0.515	0.558	0.458	0.025	0.135	0.034
	3			0.069	0.165	1.992		0.225		0.333	0.588	0.865	0.048	0.136	0.051
	4			0.112	0.172	1.054		0.089		0.508	0.595	0.626	0.051	0.160	0.025
1998	1			0.069	0.323	2.016		0.022		0.624	0.789	0.309	0.011	0.148	0.016
	2			0.076	0.282	4.346		0.021		0.458	0.641	0.441	0.011	0.118	0.045
	3			0.058	0.555	8.986		0.309		0.534	0.565	0.713	0.021	0.119	0.068
	4			0.094	0.578	4.757		0.123		0.616	0.546	0.412	0.022	0.140	0.033
1999	1			0.095	0.222	1.519		0.037		0.743	0.688	0.338	0.014	0.167	0.007
	2			0.105	0.194	3.273		0.036		0.841	0.615	0.527	0.013	0.133	0.021
	3			0.079	0.381	6.769		0.529		0.390	0.601	0.605	0.026	0.133	0.032
	4			0.129	0.397	3.583		0.211		0.621	0.680	0.525	0.027	0.157	0.015
2000	1			0.087	0.093	0.841		0.030		0.675	0.981	0.452	0.007	0.162	0.012
	2			0.096	0.082	1.814		0.029		0.836	0.664	0.552	0.007	0.129	0.036
	3			0.072	0.161	3.750		0.422		0.559	0.559	0.409	0.013	0.129	0.054
	4			0.118	0.167	1.985		0.168		0.428	0.545	0.391	0.014	0.152	0.026
2001	1			0.081	0.012	0.339		0.007		0.771	0.730	0.306	0.014	0.168	0.004
	2			0.089	0.011	0.732		0.007		0.696	0.619	0.309	0.013	0.134	0.012
	3			0.067	0.021	1.513		0.097		0.370	0.491	0.598	0.026	0.135	0.018
	4			0.110	0.022	0.801		0.039		0.352	0.468	0.636	0.027	0.158	0.009
2002	1			0.098	0.095	1.521		0.012	0.114	0.403	0.576	0.535	0.011	0.135	0.008
	2			0.108	0.083	3.279		0.012	0.693	0.381	0.600	0.599	0.010	0.107	0.024
	3			0.082	0.163	6.779		0.172	0.132	0.256	0.611	0.403	0.020	0.108	0.035
	4			0.133	0.169	3.589		0.069	0.132	0.344	0.573	0.649	0.021	0.127	0.017

Table A4.3. Summary of tagging data. Tagging data with more than 10 releases are shown by release group (by MFCL region, year and quarter).

Group No.	Release			No. of Recap.	No. of Fish	No. of Fish
	Region	Year	Month	Records.	Released	Recaptured
1	1	1977	8	5	15	5
2	1	1990	8	0	41	0
3	1	1990	11	0	13	0
4	1	1991	2	0	44	0
5	1	1991	5	0	34	0
6	1	1991	8	1	89	1
7	1	1991	11	0	20	0
8	1	1992	2	1	12	1
9	1	1992	5	0	66	0
10	1	1992	8	0	42	0
11	1	1992	11	0	52	0
12	1	1993	2	0	41	0
13	1	1993	5	1	21	1
14	1	1993	8	1	76	1
15	1	1993	11	0	22	0
16	1	1994	2	0	27	0
17	1	1994	5	0	16	0
18	1	1994	8	0	21	0
19	1	1994	11	0	11	0
20	1	1995	8	5	19	5
21	1	1996	8	0	20	0
22	1	1997	8	0	50	0
23	1	1997	11	0	15	0
24	1	1999	5	38	555	122
25	1	1999	8	34	591	53
26	1	2000	8	17	462	17
27	1	2001	5	0	17	0
28	1	2002	5	17	255	27
29	1	2002	8	21	457	31
30	1	2003	8	0	262	0
31	2	1973	5	20	122	44
32	2	1980	8	7	294	11
33	2	1981	8	14	368	27
34	2	1992	2	0	47	0
35	2	1993	2	0	19	0
36	2	1994	2	0	26	0
37	2	1994	8	11	42	18
38	2	1994	11	3	70	4
39	2	1995	2	0	41	0
40	2	1995	11	0	17	0
41	2	1996	2	0	23	0
42	2	1996	8	15	41	19
43	2	1997	8	40	145	78
44	2	1997	11	44	344	152
45	2	1998	11	6	27	6
46	2	1999	8	91	996	576
47	2	1999	11	80	1494	522
48	2	2000	2	20	296	41
49	2	2000	5	5	25	5
50	2	2000	11	8	615	13
51	2	2001	5	3	110	3
52	2	2001	8	5	226	5
53	2	2002	8	13	488	52

Table A4.4. Summary of tag-recovery data. Recovery data with more than 10 releases are shown by time at liberty.

Release Group	Time at liberty (quarter)																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24	8	96	9	0	6	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25	25	14	2	2	4	0	0	3	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
26	1	1	0	2	6	1	3	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28	7	13	1	0	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29	14	14	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
31	27	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	7	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33	8	8	7	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
37	12	4	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
38	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
42	8	6	0	1	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
43	43	26	6	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
44	104	35	1	6	4	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
45	2	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
46	335	184	4	5	39	3	1	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
47	267	197	3	21	16	0	1	8	5	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
48	7	31	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
49	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
50	12	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
51	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
52	3	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
53	51	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

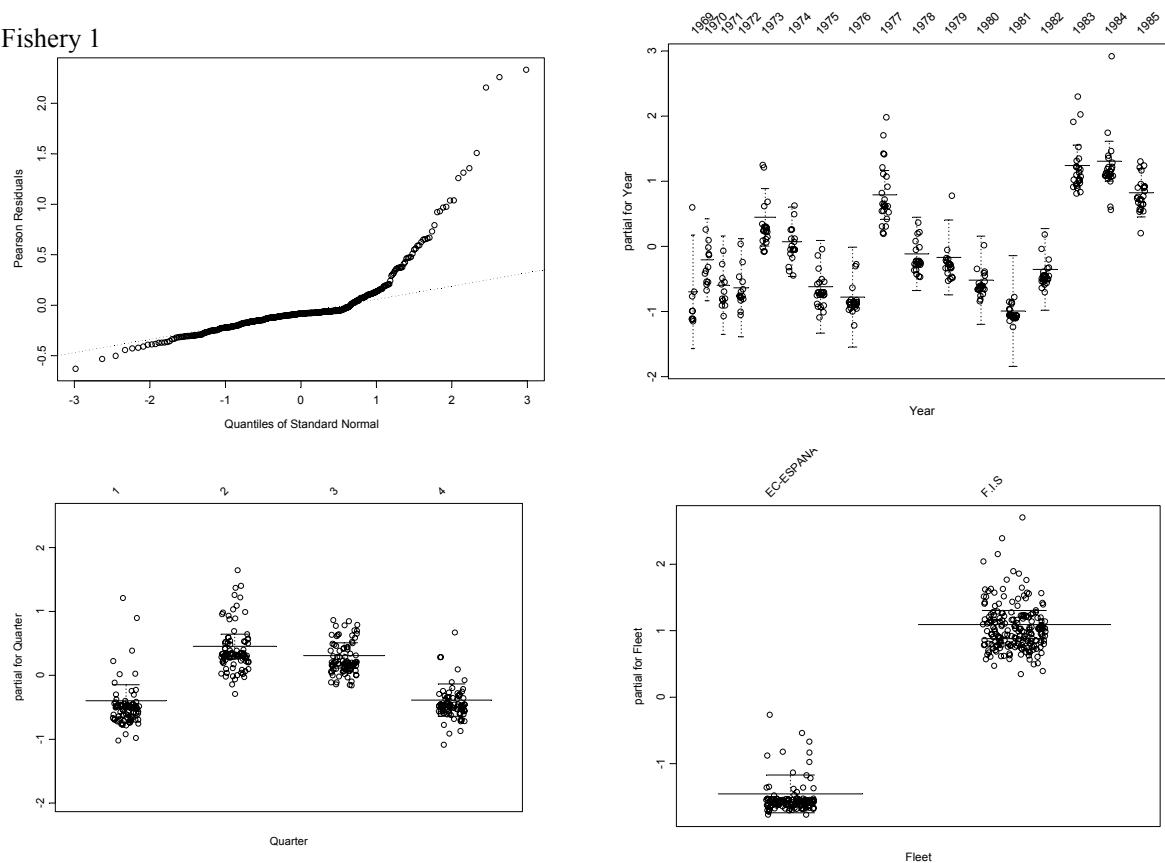
Table A4.5. Main structural assumptions of the bigeye analysis in the Atlantic, and details of estimated parameters, priors and bounds. Note that the number of estimated parameters shown is substantially greater than the effective number of parameters in a statistical sense because of the effects of priors, bounds and smoothing penalties.

Category	Assumptions	Estimated parameters (ln = log transformed parameter)	No.	Prior		Bounds	
				μ	σ	Low	High
Observation model for total catch data	Observation errors small, equivalent to a residual SD on the log scale of 0.07.	None	na	na	na	na	na
Observation model for length-frequency data	Normal probability distribution of frequencies with variance determined by effective sample size and observed frequency. Effective sample size assumed to be 0.04 times actual sample size for non-longline fisheries and 0.1 times for longline fisheries with a maximum effective sample size of 100.	None	na	na	na	na	na
Observation model for weight-frequency data	Normal probability distribution of frequencies, variance determined by effective sample size and observed frequency. Effective sample size assumed to be equal to the actual sample size for the Japanese longline fishery, and 0.1 times the actual sample size for other longline fisheries with a maximum effective sample size of 100.	None	na	na	na	na	na
Observation model for tagging data	Tag numbers in a stratum have negative binomial probability distribution, with estimated variance parameters for fishery groups.	Variance parameters	5	-	-	0	100
Tag reporting	Purse seine reporting rates constrained to be equal. Japan LL and other LL also share the same rate. All reporting rates constant over time.	PS fisheries 1965-85 1986-90 1991- Japan LL fishery Other LL fishery Ghana BB fishery Tropical BB fishery Dakar BB fishery 1965-79 1980- Northern Islands BB fishery	1 1 1 3 3 1 1 1 1 1 1	0.5 0.5 0.6 0.5 0.5 0.5 0.5 0.5 0.7 0.7 0.7	0.07 0.05 0.05 0.70 0.70 0.10 0.07 0.07 0.05 0.05 0.05	0.001 0.9 0.001 0.9 0.001 0.9 0.001 0.9	0.9 0.9 0.9 0.9 0.9 0.9 0.9 0.9
Tag mixing	Tags assumed to be randomly mixed at the model region level from the quarter following 1 or 2 quarter(s) of release.	None	na	na	na	na	na
Recruitment	Occurs as discrete events at the start of each quarter. Spatially-aggregated recruitment is weakly related to spawning biomass in the prior quarter via a Beverton-Holt SRR (beta prior for steepness with mode at 0.9 and SD of 0.10). The spatial distribution of recruitment in each quarter is allowed to vary with a small penalty on deviations from the average spatial distribution.	Average spatially aggregated recruitment (ln) Spatially aggregated recruitment deviations (ln) Average spatial distribution of recruitment Time series deviations from average spatial distribution (ln)	1 126 2 249	- SRR - 0	- 0.7 - 1	-20 -20 0 -3	20 20 1 3
Initial population	A function of the initial recruitment and equilibrium age structure in each region, which is in turn assumed to arise from the natural mortality and movement rates.	Initial recruitment scaling (ln)	1	-	-	-8	8

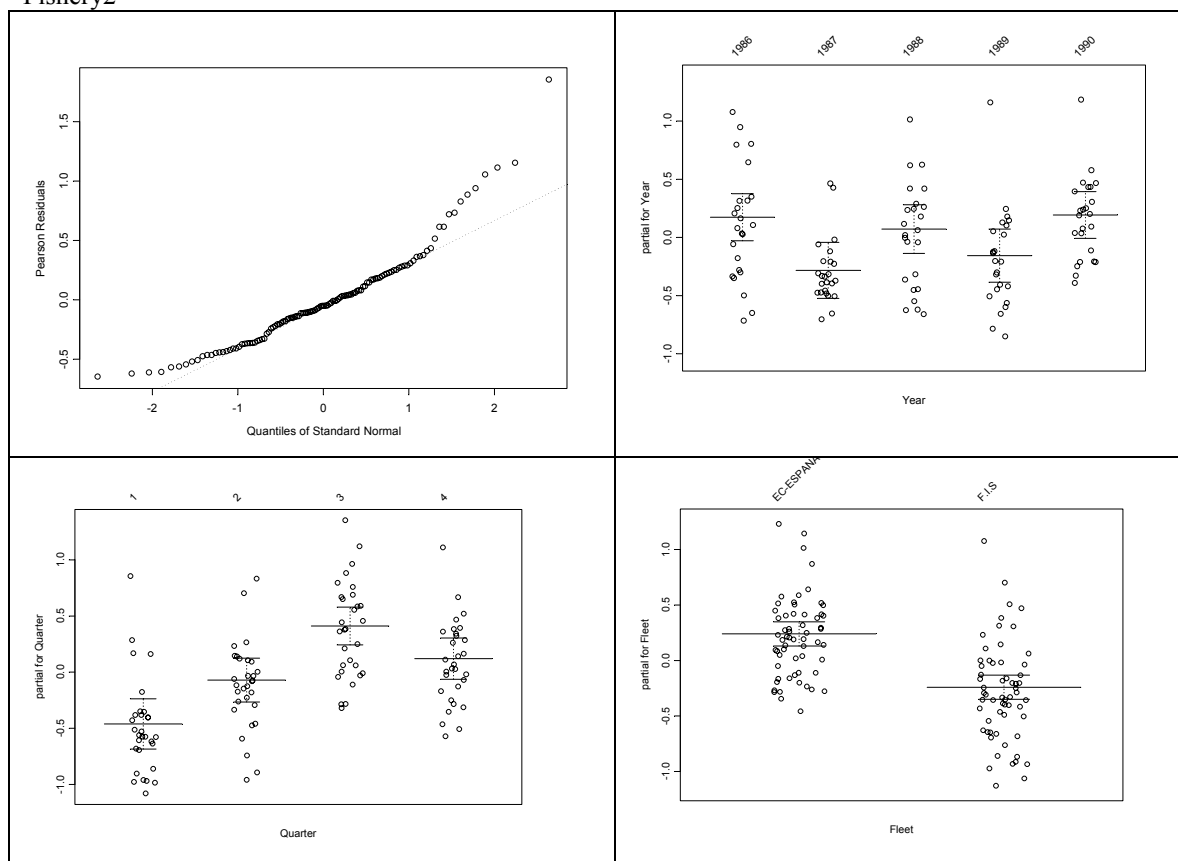
Category	Assumptions	Estimated parameters (ln = log transformed parameter)	No.	Prior		Bounds	
				μ	σ	Low	High
Age and growth	32 quarterly age-classes, with the last representing a plus group. Juvenile age-classes 1-8 have independent mean lengths constrained by a small penalty for deviation from the von Bertalanffy growth curve; adult age-class mean lengths constrained by VB curve. SD of length-at-age are log-linearly related to the mean length-at-age. Mean weights (W_j) computed internally by estimating the distribution of weight-at-age from the distribution of length-at-age and applying the weight-length relationship $W = aL^b$ ($a=0.0000210132$, $b=3.0$ independently estimated from available length-weight data).	Mean length age class 1	1	-	-	34	42
		Mean length age class 32	1	-	-	150	200
		von Bertalanffy K	1	-	-	0.01	0.05
		Independent mean lengths	7	0	0.7		
		Length-at-age SD	1	-	-	3	7
		Dependency on mean length (ln)	1	-	-	-0.69	0.69
Selectivity	Constant over time. Various smoothing penalties applied. Coefficients for the last 4 age-classes are constrained to be equal. PS selectivities are the same for years 1986-90 and 1991-2002. Longline selectivities are non-decreasing with increasing age. Longline fisheries 9-11 and 12-14 share selectivity parameters.	Selectivity coefficients	261	-	-	0	1
Catchability	Constant over years and among regions for longline fisheries (effort data are scaled to reflect different region sizes). Seasonal variation for all fisheries. Except for Japanese longline, fisheries have structural time-series variation, with random steps (catchability deviations) taken every 2 years.	Average catchability coefficients (ln)	14	-	-	-15	1
		Seasonality amplitude (ln)	14	0	2.2	-	-
		Seasonality phase	14	-	-	-	-
		Catchability deviations PS (ln)		0	0.7	-0.8	0.8
Fishing effort	Variability of effort deviations constrained by a prior distributions. SD inversely proportional to the square root of normalized effort.	Effort deviations JPN LL (ln)	497	0	0.16	-15	15
		Effort deviations, Ghana BB, Tropical BB, North Islands BB (ln)	353	0	0.32	-15	15
		Effort deviations PS (ln)	746	0	0.22	-15	15
Natural mortality	Age-dependent but constant over time and among regions. Smoothing penalties constrain the age-dependency.	Average natural mortality (ln)	1	-	-	-	-
		Age-specific deviations (ln)	31	0	0.22	-5	5
Movement MSY statistics	Age-dependent and varies by quarter but constant among years. Age-dependency for each coefficient (2 per region boundary) is log-linear. Beverton-Holt stock recruitment relationship; recent selectivity pattern computed from 2000 and 2001 F values.	Movement coefficients	16	0	0.32	0	3
		Age-dependent component (ln)	16	0	0.32	-4	4
		Beverton-Holt steepness	1	.83	0.1		

Figures A4.1. Results of the GLM analyses of CPUE data for Fisheries 1-8 and 12-14.

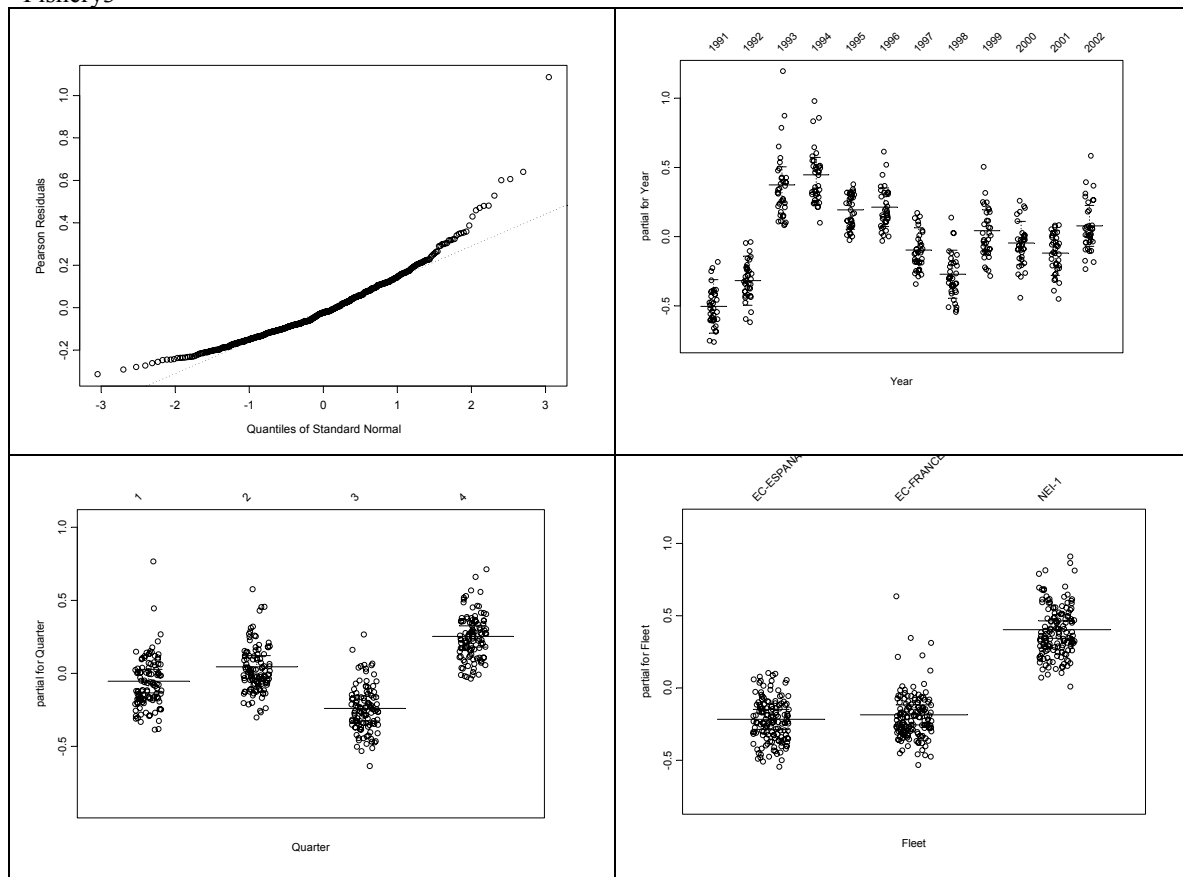
Fishery 1



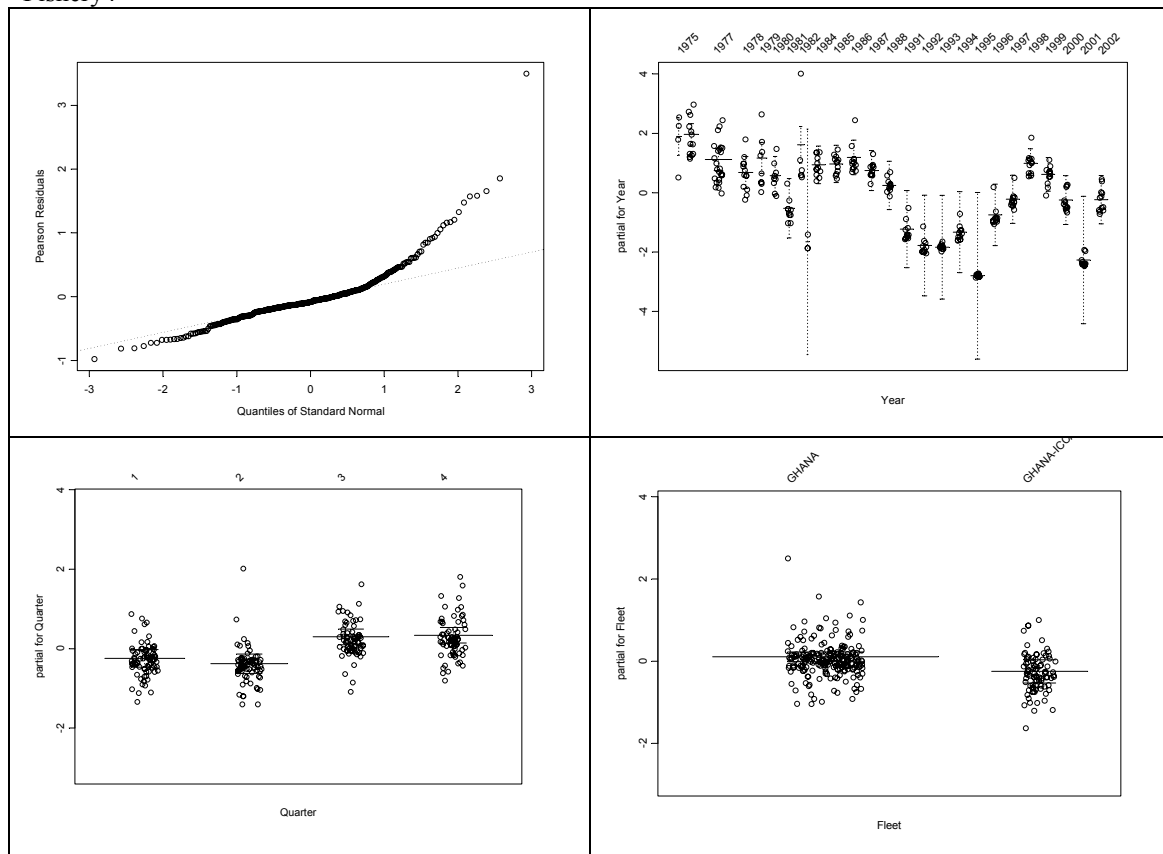
Fishery2



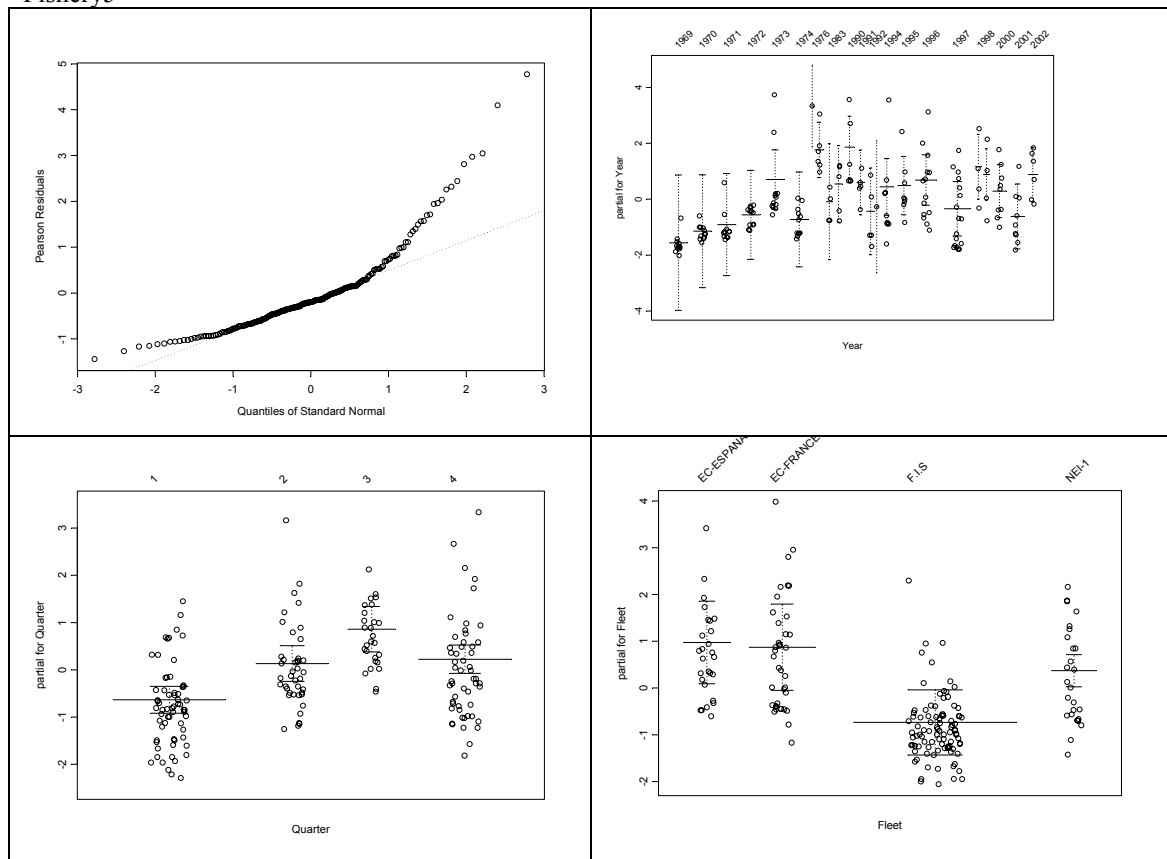
Fishery3



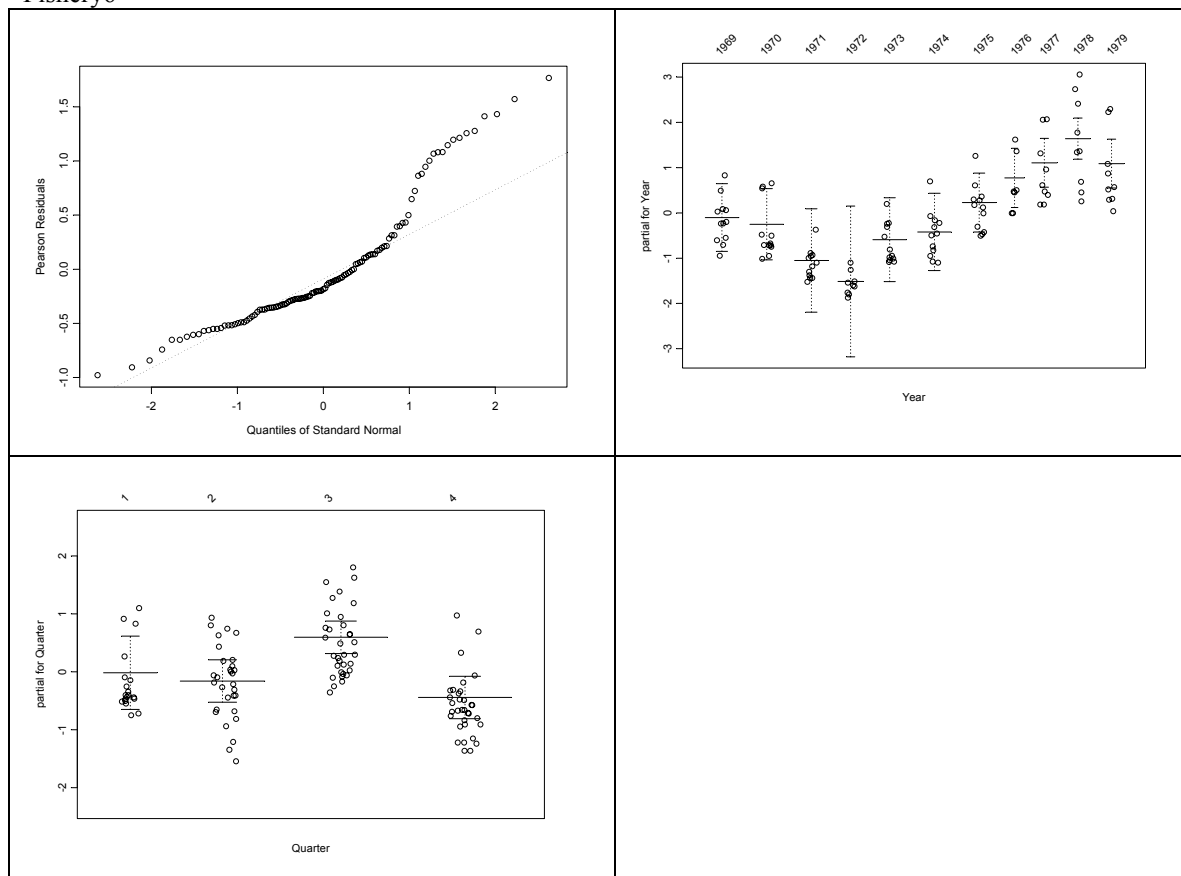
Fishery4



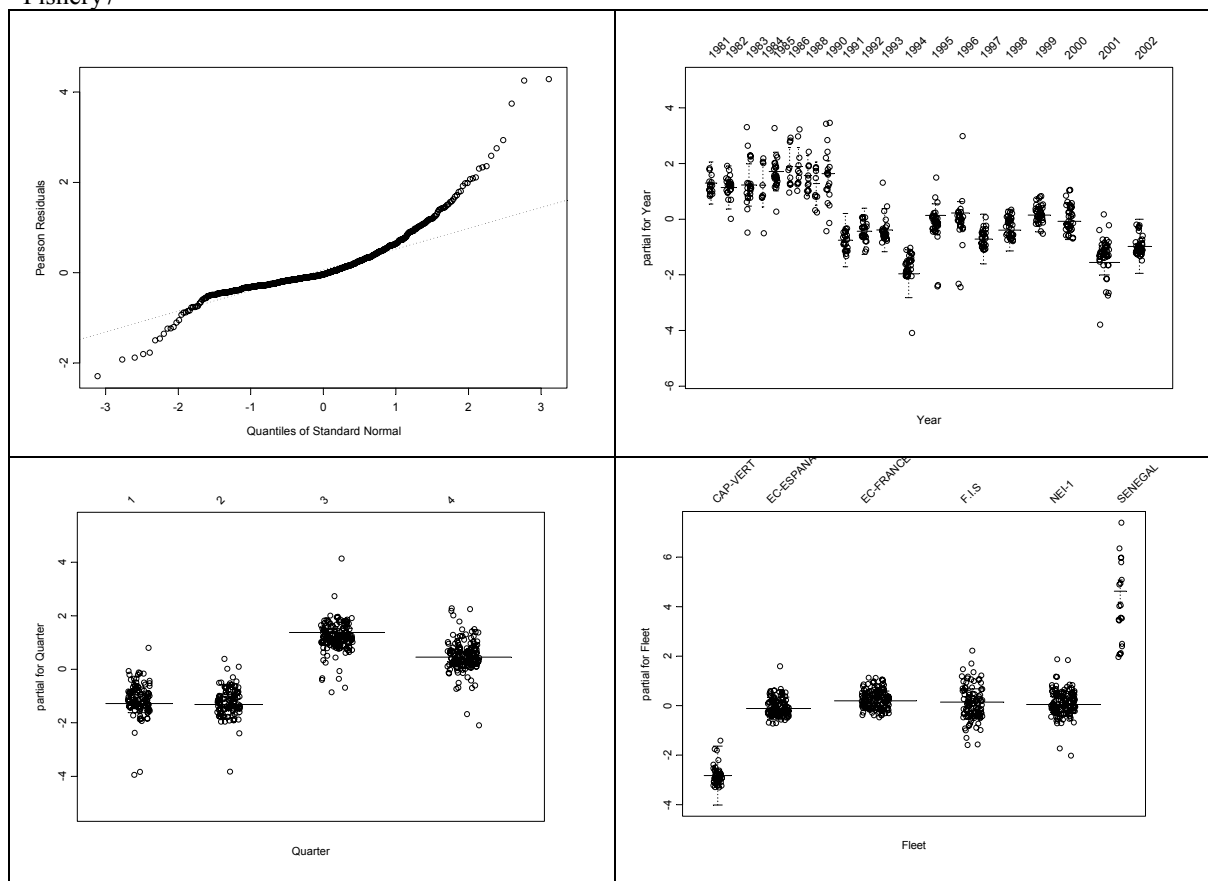
Fishery5



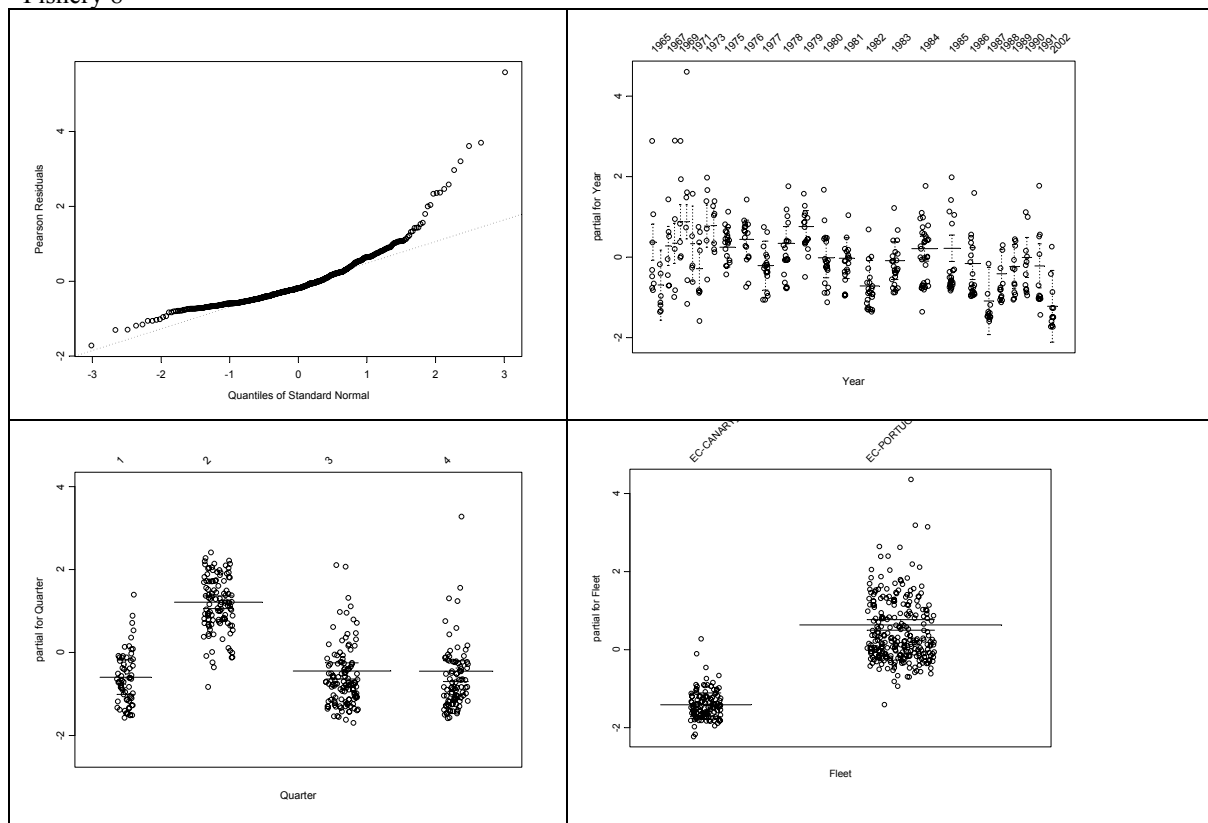
Fishery6



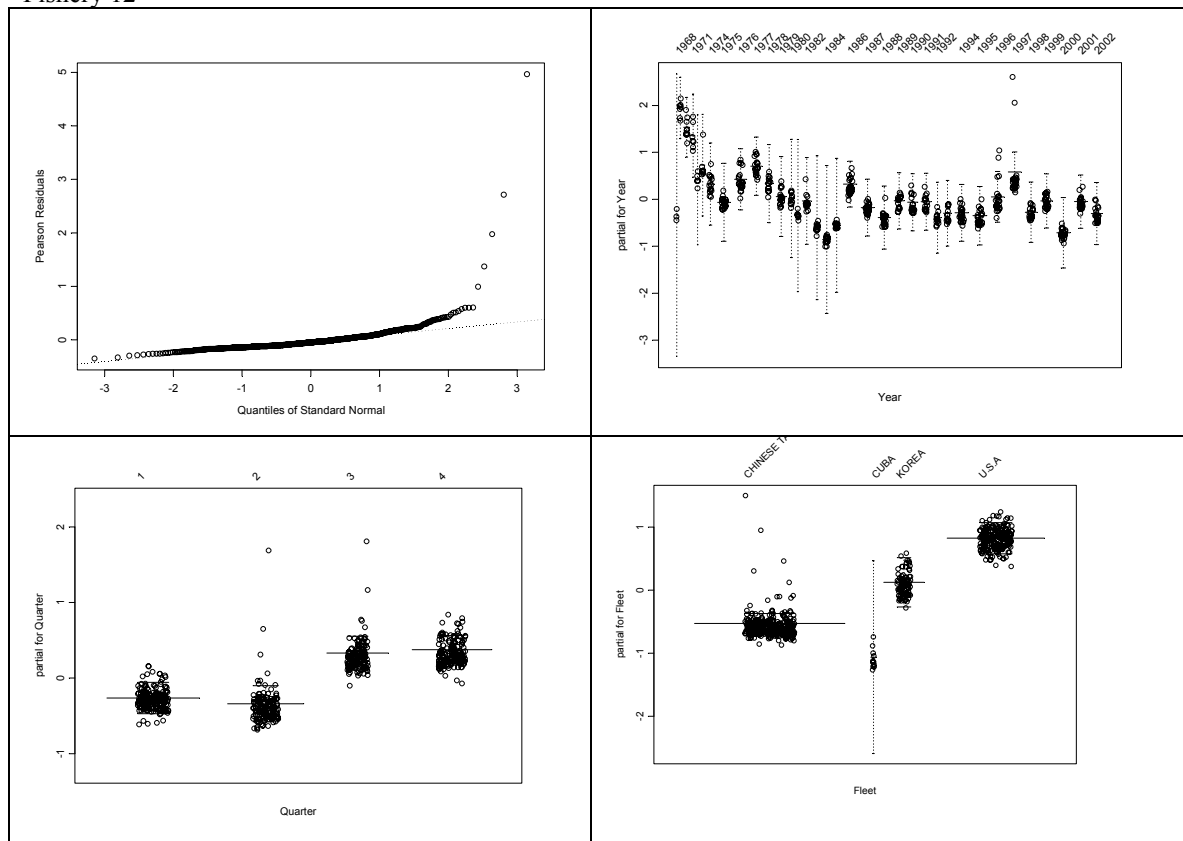
Fishery7



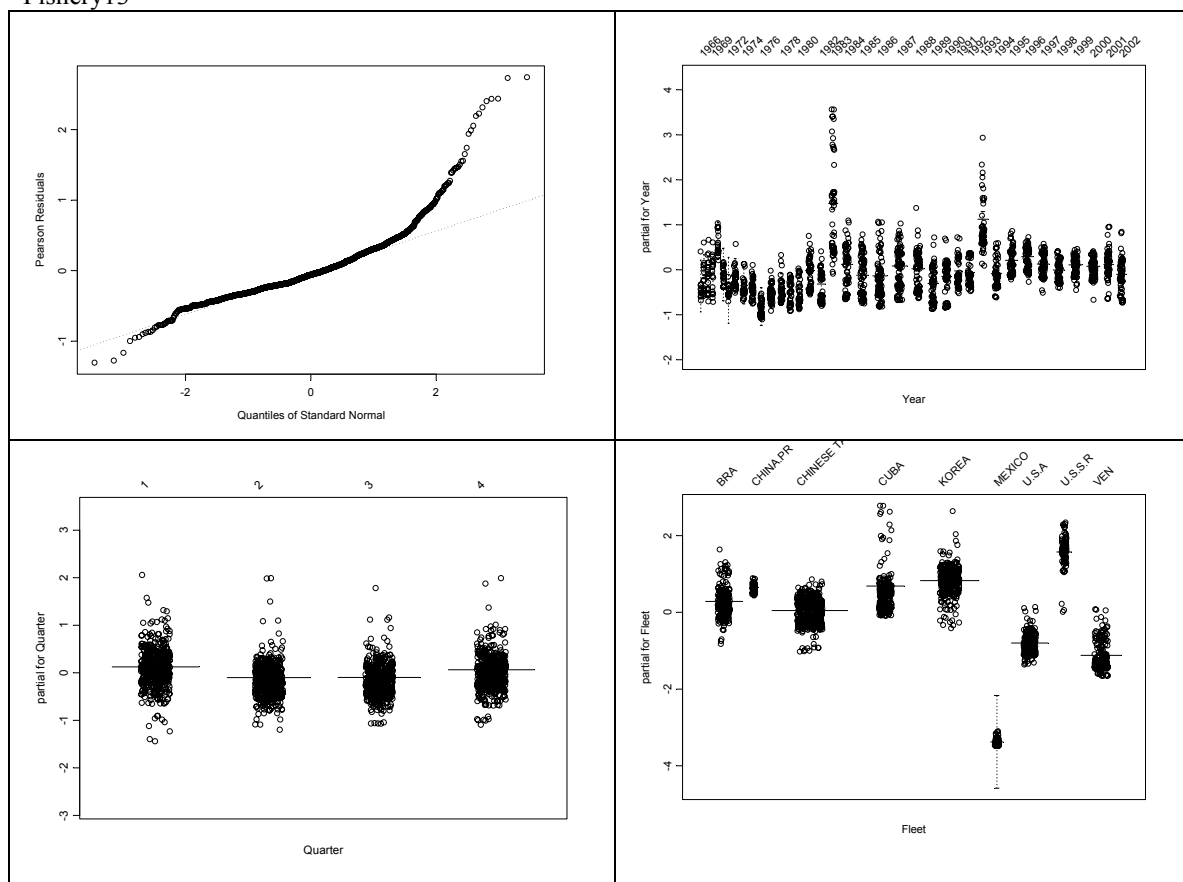
Fishery 8



Fishery 12



Fishery 13



Fishery14

