

## REPORT OF THE 2009 PORBEAGLE STOCK ASSESSMENTS MEETING

*(Copenhagen, Denmark, June 22 to 27, 2009)*

### SUMMARY

*The Meeting was held in Copenhagen, Denmark from June 22 to 27, 2009. This meeting responds to the request from the Commission contained in the 2007 Supplemental Recommendation by ICCAT Concerning Sharks [Rec. 07-06] which states that the SCRS shall, as soon as possible but no later than 2009, conduct a stock assessment or a thorough review of available stock assessment information of, and recommend management advice for, porbeagle shark (*Lamna nasus*). This joint meeting falls into the ICCAT and ICES collaboration on sharks' research framework.*

### RESUME

*La réunion s'est tenue à Copenhague (Danemark) du 22 au 27 juin 2009. Cette réunion répondait à la requête de la Commission contenue dans la Recommandation supplémentaire de l'ICCAT concernant les requins [Rec. 07-06] de 2007, laquelle stipule que le SCRS devra dès que possible, mais en 2009 au plus tard, réaliser une évaluation du stock ou un examen minutieux des informations disponibles de l'évaluation du stock du requin-taupe commun (*Lamna nasus*) et recommander un avis de gestion sur celui-ci. La réunion conjointe s'inscrit dans le cadre de la collaboration entre l'ICCAT et la CIEM en matière de recherche sur les requins.*

### RESUMEN

*La reunión se celebró en Copenhague, Dinamarca, del 22 al 27 de junio de 2009. La reunión respondía a la petición de la Comisión incluida en la Recomendación suplementaria de ICCAT sobre tiburones [Rec. 07-06] de 2007, que establece que el SCRS lleve a cabo, lo antes posible, pero no más tarde de 2009, una evaluación de stock o un examen exhaustivo de la información disponible de evaluación de stock para el marrajo sardinero (*Lamna nasus*) y recomiende asesoramiento en materia de ordenación para esta especie. Esta reunión conjunta se inscribe en el marco de colaboración entre ICCAT e ICES en el campo de la investigación sobre tiburones.*

## 1. Opening, adoption of Agenda and meeting arrangements

The meeting was opened by Dr. Jim Ellis and Andrés Domingo, and the chairs welcomed Working Group participants. Helle Gjeding Jørgensen welcomed participants on behalf of the ICES Secretariat and Laurence Kell, on behalf of ICCAT, thanked ICES for hosting this joint ICES/ICCAT meeting, The chairs summarised the terms of reference for the meeting and presented a background of the process. After opening the meeting, the Agenda was reviewed and adopted (**Appendix 1**). The List of Participants is included as **Appendix 2**. The List of Documents presented at the meeting is attached as **Appendix 3**.

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

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
1	L. Kell
2	S. Campana, S. McCully, S. Fowler, E. Cortés
3	E. Cortés, E. Babcock, S. Campana, L. Kell
4	G. Scott
5, 6, 8,	J. Ellis and A. Domingo
7	V. Restrepo

## 2. Update of data for assessment

### 2.1 Stock structure and life history parameters

The issue of stock structure and life history parameters was addressed in the following presented papers: SCRS/2009/188; SCRS/2009/089; SCRS/2009/090; SCRS/2009/092; SCRS/2009/094. Some of these papers also presented biological information or genetic and tagging studies and are described in these respects in subsequent sections of this report.

SCRS/2009/188 updated some preliminary results from de la Serna and Godoy Garrido (2009), presenting updated information on the French targeted porbeagle fishery. Biological parameters, including sex ratio, catch composition, size at maturity, diet composition, trophic level and growth curves from porbeagle caught from the Bay of Biscay and Celtic Sea were presented. The differences in growth parameters noted between this study and that reported for the NW Atlantic support the hypothesis of two separate stocks in the North Atlantic.

Document SCRS/2009/089 presented new data on the size composition, sex ratio and distribution of porbeagle, collected by the Uruguayan pelagic longline fleet observer program. Data on the size at maturity for males (clasper length vs. fork length) were provided, and a possible nursery area in the open ocean off Uruguay and south of Brazil, where porbeagle of 67-119 cm fork length were caught in the summer of 2009, was illustrated.

Document SCRS/2009/090 presented data on the genetic structure of porbeagle in the Atlantic Ocean based on the analysis of mitochondrial DNA of 53 specimens, from both the North Atlantic (41°38'-41°50'N, 55°16'-55°74'W, n = 4) and South Atlantic (39°26'-43°41'S, 00°05'-26°59'E, n = 49). These data support the current view of restricted gene flow between the North and South Atlantic populations. While this study suggested that the South Atlantic population could be divided into more than one sub-population, data were insufficient and further research is required to examine the structure of southern hemisphere stocks.

The document SCRS/2009/092 is presented to the working group as a “porbeagle national report” to summarize the most important Spanish fisheries within the ICCAT, ICES and NAFO convention areas where potential impact on porbeagle could be expected based on the areas of distribution of this species and their geographical overlap with the areas of activity of some of these fleets. Any targeted fishery is developed by Spain on this species. The porbeagle is a very rare by-catch within ICES and NAFO fisheries of CE-Spain and the level of their possible by-catch should be considered null or negligible. Additionally, the Spanish surface longline targeting swordfish (*Xiphias gladius*) within the ICCAT convention area has sporadically caught porbeagle as a low prevalent by-catch in the North and South Atlantic areas, with the two most prevalent shark species being blue shark (*Prionace glauca*) and, to a lesser extent, shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*). The paper summarizes some of the old and recent scientific references on this Spanish fleet where information on porbeagle was included since mid eighties of last century about, areas of activity, level of catches, catch rates, size, length-weight relationships, sex-ratio at size, relative prevalence, etc. as well as recent catch estimations and standardized CPUE trends. The paper also summarizes other papers presented to the working group (SCRS/2009/053, SCRS/2009/062 and SCRS/2009/087).

Document SCRS/2009/094 presented information about migratory routes, potential nursery areas, swimming behavior, and environmental associations in the NW Atlantic. Pop-up satellite archival tags were deployed on 20 porbeagles in November 2006. The sharks, ten males and ten females, ranged from 128-154 cm fork length, and were tagged and released from a commercial longliner fishing on the northwestern edge of Georges Bank, about 150 km east of Cape Cod, Massachusetts. Based on known and derived geositions, the porbeagle exhibited broad seasonally dependent horizontal and vertical movements ranging from 77-870 km and from the surface to 1300 m depth, respectively. All of the sharks remained in the NW Atlantic, from the Gulf of St. Lawrence and the coast of Nova Scotia to Georges Bank and oceanic and shelf waters south to North Carolina. In general, the population appeared to contract during the summer and autumn, with more extensive radiation in the winter and spring. Although sharks moved through temperatures ranging from 2-26°C, the majority of time (76%) was spent in water ranging from 8-16°C. In the spring and summer months, the sharks were epipelagic, swimming in the upper 200 m of the water column. In late autumn and winter, some of the porbeagle (n=10) moved to mesopelagic depths (200-1000 m). Temperature records indicate that these fish were likely associated with the Gulf Stream. Since none of these fish moved to the NE Atlantic, this work also supported the two stock hypotheses for the North Atlantic.

## **2.2 Stock definition**

Maps of the North Atlantic, with ICCAT, NAFO and ICES boundaries are shown in **Figure 1**. **Figure 2** shows the distribution of porbeagle in the Atlantic and other oceans.

### **2.2.1 NW Atlantic porbeagle**

Northwest Atlantic porbeagles are largely concentrated in the waters on and adjacent to the continental shelf of North America. Observer data from the Canadian, U.S., Spanish and Icelandic fleets indicate that porbeagles are found throughout the high seas of the North Atlantic north of 35°N, but that the CPUE on the high seas is relatively low. Conventional tagging data (~200 recaptures from three separate studies) indicate that NW Atlantic porbeagles are highly migratory within their stock area, but do not undertake transatlantic migrations. More recent satellite tagging results reinforce this conclusion. Therefore the ICCAT sub-group concludes that there is a single stock of porbeagle in the NW Atlantic north of 35°N and west of 42°W, corresponding roughly to ICCAT region BIL94a and NAFO areas 0-6.

### **2.2.2 NE Atlantic porbeagle**

The ICCAT sub-group considered that there is a single-stock of porbeagle in the NE Atlantic that occupies the entire ICES area (sub-areas I-XIV). This stock extends from the Barents Sea to northwest Africa. For management purposes the southern boundary of the stock is 36°N and the western boundary at 42°W. Given that porbeagle abundance in the central Atlantic appears to be small, ICCAT region BIL94b is a reasonable approximation of NE Atlantic porbeagle stock area. Historic tagging studies and recent satellite tagging studies indicate that few, if any, porbeagles make transatlantic crossings.

### **2.2.3 SW Atlantic porbeagle**

The distribution of the porbeagle stock in the SW Atlantic, south of 25°S and west of 20°W was considered. It was suggested that it could apparently comprise waters of the southeast Pacific Ocean but more robust data are required to confirm this fact which would have direct implications on the management of this stock.

### **2.2.4 SE Atlantic porbeagle**

The distribution of the porbeagle stock in the SE Atlantic, south of 25°S and east of 20°W was considered. It was suggested that it could apparently comprise waters of the southwest Indian Ocean but more robust data are required to confirm this fact which would have direct implications on the management of this stock.

### **2.2.5 Information from other publications**

Matsushita and Matsunaga (2002) and Matsumoto (2006) contributed information on the distribution in the northern hemisphere and catches on the high seas.

## **2.3 Summary of life-history parameters**

Porbeagle life history parameters are reasonably well known for the NW Atlantic and South Pacific stocks, with less information available for the NE Atlantic and even less for South Atlantic stocks. Some biological parameters (e.g. growth) differ markedly between the NW Atlantic and South Pacific, indicating that at least some of the parameters are not universal among the stocks, although other parameters (e.g. fecundity) are similar. Available life history information is summarized in **Table 1**.

Available information suggests that NE Atlantic porbeagle life history characteristics are somewhat similar to those of the NW Atlantic, although growth rates in the NE Atlantic are lower than those in the NW Atlantic. Virtually no information is available on South Atlantic porbeagle. However, given that southern Atlantic porbeagle distribution appears to be continuous around the tip of South America and southern Africa, it seems probable that south Atlantic parameters would be more similar to those of the South Pacific than to those of the North Atlantic.

## **2.4 Catch estimates**

### *2.4.1 Overview of national landings*

Available catch reports held in the ICCAT Task I database (as of 12 June 2009, **Table 2, Figure 3**) were reviewed and found to be generally incomplete, especially for the South Atlantic fisheries. Information held in various literature sources and made available by national scientists attending the meeting was compared to Task I reports and incorporated into a catch compilation for the purposes of conducting the assessment. Efforts to estimate catches for non-reporting longline fleets were undertaken using observer data, where available. The approach used is further discussed in subsequent paragraphs.

The Working Group considered the separation of the NE and NW stocks of porbeagle at 40°W longitude and the separation of the SE and SW stocks at 20°W longitude. Catches reported and estimated for the Spanish longline fleet in SCRS/2009/087 represented a 1950-2008 time-series of northern hemisphere porbeagle harvest estimates for this fleet. These estimates were partitioned between the NW and NE stock areas in proportion to the distribution of hooks fished by the Spanish fleet based on the hooks time series data base maintained at ICCAT, which provides estimated nominal longline effort (hooks fished) in monthly time steps and 5x5 spatial resolution. Similar partitioning was done for reported catches for other fleets which reported some catches from the NWC Atlantic fishing area in Task I.

### *2.4.2 Discards information*

Insufficient data were available, although as porbeagle is a high-value species, it is unlikely that large numbers are discarded. Discard survival is not known for either longline-caught porbeagle (which could be high) or for porbeagle caught in other fisheries on the continental shelf.

### *2.4.3 Quality of catch data*

Catch data are thought to be relatively complete for the NW Atlantic, although it is noted that landings are estimated for some high seas fleets. Although there is a long time-series for landings data in the NE Atlantic, some European states have incomplete recording of porbeagle (or they have been reported as generic sharks). Although catch data for this stock are considered to be underestimates, these are mostly for nations catching small quantities, and data are available for the major fishing nations.

Catch data for South Atlantic stocks are incomplete, as the stock(s) may extend into the SE Pacific and SW Indian Oceans.

### *2.4.4 Overview of missing data and methods to estimate catches*

SCRS/2009/062 presented an overview of the recent FAO statistics on porbeagle shark and examined their relationship with the reported catch of the related shortfin mako *Isurus oxyrinchus*, establishing a ratio between the two. The data suggest that there may be some inconsistencies between the statistics reported for the two species over the time series, emphasizing the need to maintain smooth coordination between the RFMOs and the FAO and to set up programs aimed at the dissemination of specific information directed at the different countries, to improve the statistics of these species.

SCRS/2009/087 presented the historic catch series of porbeagle by the Spanish surface longline fleet targeting swordfish in the North Atlantic for the period 1950-2008, reconstructed using various information sources, such as previous studies by the authors and data from Task I available on ICCAT's database, always considering the ratio between porbeagle and the target species. An increasing trend was observed from 1950-1989. Thereafter there has been a declining trend with strong variations from year to year until the end of the period.

Estimates of potential porbeagle catch by various longline fleets which fished in areas where porbeagle are known to occur were based on observed catch of porbeagle relative to the catch of tunas and swordfish, following approaches adopted previously for estimating catches of blue and shortfin mako shark catches from non-reporting longline fleets (see, for example, the Report of the 2008 Shark Stock Assessment Meeting) (Anon.2009). **Figure 4** provides an overview of the overall longline effort distribution compared to the distribution of porbeagle in the Atlantic, which indicates the potential overlap is restricted generally to 30° or greater latitudes in both hemispheres.

Observer data considered sufficient to conduct this estimation were available to the Working Group only for the NW and SW stock areas. For the NW, Canadian and U.S. observer data from their national fleets and Canadian observer data from Japanese vessels operating in the Canadian EEZ were available. For the SW Atlantic, Uruguayan observer data were available for analysis. Icelandic observer data from Japanese vessels operating in Iceland's EEZ were also provided to the Working Group, but these data were considered too geographically limited to be applied across the entire NE Atlantic non-reporting longline fleets. Observer data from other fleets were requested, but not received during the meeting.

This method requires observer data from the area and fishery in question to determine the underlying catch ratio, and makes several assumptions. The key assumption is that the observer-based catch ratio is applicable to other fisheries, times and locations. To test this assumption, observer data from three sources (Canada, U.S. and Iceland) were analyzed in terms of porbeagle catches relative to those of tunas and/or swordfish. The resulting ratios were mapped by 5-degree squares (**Figures 5, 6 and 7**).

The observed maps of catch ratios indicated that the relative abundance of porbeagle in the catch tended to be greatest on or near the continental shelf, and declined markedly in the high seas. There were significant and sometimes large differences in catch ratios among fisheries from different nations, but the relative proportion of porbeagle in the high seas catch was almost always less than 2%. Based on these results, estimation of total (unreported) porbeagle catch in the high seas fisheries of nations which have not previously reported porbeagle catch can be only approximated using catch ratios. In addition, the underlying observed catch ratios must be spatially structured (e.g. by 5-degree squares) if they are to be useful.

This result is consistent with general belief about the (current) density distribution of the catches with the dominant part of the catch coming from continental shelf and shelf-edge fishing grounds, although high-seas catches do occur. At a coarser resolution (5x5), the latitudinal gradient was not strong. In the NW, the Canadian observer data from Japanese vessels showed the broadest geographical coverage and for that reason were selected to form the basis for estimating the proportion of porbeagle to tunas and swordfish in the catch to apply against the catches of non-reporting longline fleets. In the SW, the Uruguayan observer data were used.

**Figure 8** shows the pattern in the proportion of porbeagle to tunas and swordfish applied against the catches of swordfish and tunas by longline fleets not reporting porbeagle in the NW and SW stock areas. In the SW region, both a gear (monofilament vs. multifilament) and longitude effect was hypothesized based on the observations. **Tables 3 and 4** and **Figures 9 and 10** provide the estimated porbeagle catches for non-reporting fleets in these regions by this method. These estimates have high, but unquantified levels of uncertainty owing to the limited observations on catch ratios across fleets and time, but provide a basis for considering the potential impact of these fleets on overall porbeagle catch levels compared to directed fleet catches.

**Table 5 and 6** and **Figures 11 and 12** show the catch patterns used in the assessment for the NE and NW stocks, respectively. For the Southern Hemisphere the reported catch data are sporadic at best, with only a few fleets reporting any information. In addition, there is belief that catches made in the southeast Pacific and southwest Indian Ocean impact the SW and SE Atlantic porbeagle stocks respectively, which should be taken into consideration into future assessments.

#### *2.4.5 Nominal and estimated landings of porbeagle by stock*

**Figure 13** draws comparison of NW Atlantic catch compilations made at this meeting, including estimates of catch by non-reporting longline fleets, with those reported in SCRS/2009/05. There are relatively small differences in these catch compilations which warrant further investigation.

**Table 2** shows the nominal landings of porbeagle (by stock) as reported to ICCAT (north western, north eastern and southern hemisphere). These are broadly comparable with data used by ICES WGEF data.

### **2.5 Trends in catch rates**

#### *Overview of fishery-dependent CPUE data*

SCRS/2009/069 presented indices of relative abundance developed for porbeagle from the U.S. pelagic longline logbook program (1992-2008). Indices were calculated using a two-step delta-lognormal approach that treats the proportion of positive sets and the CPUE of positive catches separately. Standardized indices with 95% confidence intervals were reported. The time series showed a generally decreasing trend, which can be

decomposed into an initial decrease from 1992-2001, followed by a sharp increase to 2003 and a subsequent decrease to 2008.

Document SCRS/2009/091 presented standardized CPUE for porbeagle calculated using the Southern bluefin tuna (SBT) observer data from 1992-2007. The standardized CPUE showed some fluctuations but there was not a clear trend. This result is supposed to indicate that the stock status of porbeagle did not change significantly during the research period in this fishery, although further studies are required to fully support this.

Document SCRS/2009/093 presented standardized indices of catch-per-unit-of-effort (CPUE) of porbeagle caught by the Uruguayan longline fleet. The indices were obtained by Generalized Linear Models (GLM) with a delta lognormal approach. The data in weight of the fish caught were from the fishing logbooks of the Uruguayan longline fleet that operated in the South Atlantic Ocean between 1982 and 2008. The standardized CPUE shows an important decline over the past twelve years, which may or may not be indicative of stock abundance and could be the result of environmental changes, changes in fishing strategies or other changes.

SCRS/2009/053 presented standardized catch rates for North Atlantic porbeagle during the period 1986-2007, caught as low prevalent by-catch in the Spanish surface longline fishery targeting swordfish in the Atlantic Ocean. The analysis was performed using a GLM approach assuming a delta-lognormal distribution error and considered several factors such as longline style, quarter, bait and also spatial effects by including seven zones. The base case suggested a moderately decreasing trend between 1986 and 1996, a period of stability until the year 2000 and a slight increase thereafter. The results obtained using only the traditional style longline indicate that the trend was substantially stable from 1986-2000. The results obtained show standardized CPUE trends that were very similar for the whole time series, regardless of the type of analysis conducted. Scientific estimations of annual catches for the period 1997-2008 were also updated. The Working Group requested the authors to make additional runs restricted to the defined zones 1&2 (West) and 4&5 (East) to provide indices of abundance for the NW and NE Atlantic stocks, respectively. These additional analyses were made available to the group as Annex 1 to SCRS/2009/053. However, reservations were expressed by the authors about the appropriateness of the areas selected by the group for monitoring "stocks" or "units" of North Atlantic porbeagle taking into consideration the catch distribution.

**Figure 14** shows the CPUE trends for the Atlantic porbeagle North western, North eastern and South western stocks.

#### *Availability of fishery-independent surveys*

No fisheries-independent data were available to the group, and the absence of such data means that there is a reliance on fishery-dependent trends. Fishery-dependent data for fisheries targeting porbeagle may not reflect overall stock abundance, and fisheries-dependent data for fisheries where porbeagle are a by-catch may be highly variable.

### **3. Assessment model and results**

#### **3.1 Bayesian surplus production model**

##### *3.1.1 Methods*

Document SCRS/2009/068 applied a Bayesian Surplus Production (BSP) model to estimate status and project population trends for NW Atlantic porbeagle. This model was used in previous ICCAT assessments for blue and shortfin mako shark in 2004 and 2008 (Anon. 2005; Anon. 2009). An informative prior was developed for the rate of population increase ( $r$ ) based on demographic data. Catch and catch per unit effort data were taken from the 2005 assessment of Gibson and Campana. The BSP model results were more pessimistic than the results of the age structured assessment model, because the BSP model was only fitted to CPUE data for mature sharks, which have declined more than immature sharks. The authors recommended using the BSP model to assess the status of NE Atlantic and South Atlantic porbeagle populations, provided that it is possible to develop at least one CPUE index of abundance for each population, as well as a time series of catches. If catch data are not available for the entire history of the fishery, the BSP model can estimate catches from longline effort data in the early years of the fishery.

## NW Atlantic porbeagle

To determine whether the BSP model gives similar results to the age- and space-structured model applied to NW Atlantic porbeagle, it would be preferable to be able to fit the BSP model to a standardized CPUE index in units of biomass of all porbeagle sharks for all areas combined. Such an index was not available for the 2009 Canadian assessment (SCRS/2009/095), because the CPUEs were standardized within the assessment model in 2009 so that it was not possible to extract a standardized CPUE series independent of the age-structured model. In the 2005 Canadian assessment (Gibson and Campana, 2005), the CPUE indices were standardized independently of the model, but were standardized separately for immature and mature sharks in each of three spatial regions. We entered these six CPUE series into the BSP model as biomass indices, either weighted by the relative proportion of total catch in numbers in each series in each year, or weighted equally. It was not possible to weight by total catch in biomass in each series in each year because these data were not available. The total catches from Gibson and Campana (2005) were used for consistency between the two models. The informative prior for  $r$  had a mean of 0.05 and a CV of 10%, as specified in SCRS/2009/068. The prior for  $K$  was uniform on log  $K$  and the prior for  $B_0/K$  was lognormal with a mean of 1.0 and a CV of 0.20.

To use the BSP model to assess the status of NW Atlantic porbeagle in 2009, we ran the BSP model with eight CPUE series: the six Canadian CPUE series through 2004, the U.S. series, and the Spanish series for area 1 and 2 only. Each point in each data series was given equal weight. Thus, the Canadian series together were given more weight than either the U.S. or the Spanish series. This seemed appropriate considering that the majority of the catches come from the Canadian fleet. Catches were taken from the ICCAT Task I data, as allocated to NE and NW stock areas by the Working Group either with or without additional catches inferred for non-reporting fleets. The same priors were used for  $r$ ,  $K$  and  $B_0/K$ .

## SW Atlantic porbeagle

For SW Atlantic porbeagle, the catches reported to ICCAT are very small and began in 1982. Unreported catches are probably substantial given the large and increasing longline effort in the SW Atlantic region. One CPUE index of abundance was available, for the Uruguayan fleet from 1982 to 2008. The BSP model runs varied in whether the CPUE data points were weighted equally or by the inverse of their CVs, and in how catches were estimated. The catches were either based on those reported to ICCAT, estimated from the longline effort series or estimated from the ratio of porbeagle to other species in the catch (**Tables 2 and 4**). The posterior for  $r$  was informative, with a mean having the same value used for the Northwest Atlantic (0.05) and a standard deviation twice that in the North Atlantic, implying a CV of 0.21. The prior for  $K$  was uniform on log  $K$  and the prior for  $B_0/K$  was lognormal with a mean of 1.0 and a CV of 0.20, with  $B_0$  being the biomass in the first year for which either catch or effort data were available.

## NE Atlantic porbeagle

For NE Atlantic porbeagle, the highest catches occurred in the 1930s and 1950s, long before any CPUE data were available to track abundance trends (**Figure 15**). We tried several variations of the model, either starting the model run in 1926 or 1961, and with a number of different assumptions (**Table 10**). We used a lognormal prior for  $r$ , with a mean of 0.062 based on demographic data and a CV of 0.16. This CV implied a standard deviation twice that estimated from the demographic analysis, to make the prior slightly less informative. The prior for  $K$  was uniform on log  $K$  with several different upper limits.

### 3.1.2 Results

#### NW Atlantic porbeagle

For the BSP model applied to the Canadian assessment data through 2005, it was expected that the model run with the indices weighted by relative catch numbers would give results that were most similar to the age-structured model results, but this was not the case. The catch-weighted model (run a3 in **Table 7**), gave more optimistic results than the age-structured model. This model estimated current (2005) biomass to be 66% of the 1961 biomass, compared to the age-structured model result that current numbers were between 10 and 24% of 1961 numbers. The BSP model with equal weighting (run a4 in **Table 7**, **Figure 16**) gave results that were much more similar to the age-structured model results, estimating current biomass at 37% of 1961 biomass. The BSP model with equal weighting predicted that the population would recover to  $B_{MSY}$  in about 20 years with no fishing (**Table 8**). This is roughly consistent with the results of the age-structured model, considering that the age-structured model results are in numbers and the BSP results are in biomass.

These results demonstrated that the BSP model can adequately capture the population dynamics of the porbeagle shark, but the model is quite sensitive to how the input CPUE series are calculated and weighted. Standardized CPUE indices calculated in biomass and weighted by catch in biomass would be most consistent with the assumptions of the BSP model.

To further explore the implications of the informative prior on  $r$  on the final results, we ran a retrospective analysis, including the CPUE data only through 1998, 2000 or 2002 (runs a403, a402 and a401 in **Table 7**). The posterior distribution of  $r$  remained similar to the prior for all the retrospective runs. The CVs of the other parameters were lowest when the data were included through 2002, and increased as more years of data were removed in some cases. The credibility interval of biomass relative to  $B_{MSY}$  was narrowest when data were included through 2002. We expected the CVs to be lower when more years of data were included. This was generally true for data from 1998 to 2002. Presumably the higher CVs using the 2003 and 2004 data were caused by the high variability of the data in those years.

The results of the BSP model applied to data through 2009 (runs NW1 and NW2 in **Table 7, Figure 17**) were similar to the results in the Canadian age structured assessment with only Canadian data (SCRS/2009/095). Both catch series gave similar results. These two models showed a depletion similar to that found in 2004, but a low current fishing mortality rate relative to  $F_{MSY}$  (**Figure 18**), because the 2008 catches were low.

#### SW Atlantic porbeagle

For all the catch scenarios, the model estimated that biomass had declined since the beginning of the fishery, consistent with the decline seen in the Uruguay longline CPUE data (**Table 9 and Figures 19 to 22**). The most apparent difference between the model runs is the estimate of  $K$ . Because the catch series scales the biomass estimates, the model runs that used the ICCAT catches, which were never above 40 t per year, estimated  $K$  around 1000 t. This low value allowed the model to fit a declining biomass trend with very small catches (runs SW1 and SW2). When catches were estimated from effort, with the constant of proportionality between catch and effort calculated either for 2005-2006 (run SW4) or 1997-2007 (run SW4), the estimated  $K$  was much higher (11,000-24,000 t). With the ratio estimate of catch, which was much higher than the catches estimated from the effort particularly in recent years, the estimated  $K$  was 71,000 t. All models estimated recent fishing mortality rates above  $F_{MSY}$ , although the median  $F$  dropped below  $F_{MSY}$  in 2009 for run SW4. For all models the replacement yield was very low. This result is driven by the trend in the Uruguay longline series. CPUE data from the other fleets in the region would be useful to verify this trend.

#### NE Atlantic porbeagle

The posterior distributions of  $r$  were similar to the prior distributions for all model runs (**Table 10**). The prior for  $K$  was uniform on  $\log K$ , with an upper limit of 100,000 t. This upper limit was set to be somewhat higher than the total of the catch series from 1926 to the present (total catch = 92,000 t). With equal weighting of all the data points in both CPUE series and starting the model in 1926 (**Figure 23, Table 10**), the model estimated a declining population trend with biomass currently depleted to 78% of the biomass that would sustain the maximum sustainable yield,  $B_{MSY}$ . The posterior distribution of  $K$  had a mode around 60,000 t, but there was a substantial probability assigned to values as high as the upper limit of 100,000 t. To determine whether the data supported a higher value of  $K$ , we ran the model with a biologically unreasonable high upper limit of  $K$  of  $1.0E8$  t (run NE101 in **Table 10**). The model estimated a posterior of  $K$  that was similar to the uniform on  $\log K$  prior, implying that there was very little information in the data to allow the model to estimate any of the parameters. Because the prior was only weakly informative, and allowed a substantial probability to be assigned to high values of  $K$ , this model estimated a very high expected value of  $K$ , with almost no depletion of the population. A biomass of  $1.0E8$  t of porbeagle is not likely, given that catch rates are relatively low compared to the catch rates of swordfish, tunas and other sharks, all of which have biomass levels that are lower than  $1.0E8$ . Also, the estimated total biomass of porbeagle in the northwest Atlantic is around 10,000 t. We also tried a lower maximum  $K$  of 80,000 t, and this gave similar results to those with an upper limit of 100,000 t. The rest of the model runs specified 100,000 t as the maximum value of  $K$ .

Weighting the CPUE series of Spain and France by their relative catches gave results similar to the equal weighting case (**Table 10 and Figure 23**). Starting the model in 1961 and setting an informative prior on the level of depletion of the population in 1961, with a mean of either 1.0, 0.5 or 0.2 gave somewhat different results. All of these models found that the population continued to decline slightly after 1961, consistent with the decline in the French CPUE series. The current level of depletion and current fishing mortality rates were dependent on the level of depletion assumed in 1961. Considering that the largest catches in the fishery took



place before 1961, the model runs that assumed model depletion in 1961, or started in 1926 are more realistic than those that assumed a high biomass in 1961.

**Figure 24** shows the current status of northeast Atlantic porbeagle for the BSP model and the ASPM model. These results are highly uncertain, given that the majority of the fishery removals occurred before data were available to estimate abundance trends. All the models that used biologically plausible assumptions about unfished biomass inferred that the population is currently depleted.

### 3.2 Catch-free, age-structured production model (CFASPM)

#### 3.2.1 Methods

A state-space, catch-free, age-structured production model (CFASPM; Porch *et al.* 2005) was applied to the SW Atlantic stock of porbeagle to provide contrast with the BSP model. Briefly, this is an age-structured production model that does not require catches, and recasts the population dynamics in terms relative to virgin biomass. Dynamics incorporate age-specific parameters for survival, fecundity, maturity, growth, and selectivity. The stock-recruitment function is parameterized in terms of maximum reproductive rate at low density (alpha; Myers *et al.* 1999). Two periods are considered in the model: a historic period, for which the data are sparse, and a modern period, for which there are data, such as catch rates. During the historic period, the model uses a relative biomass trend. Biological, fishery and other inputs used for the SW Atlantic porbeagle stock are listed in **Table 11**.

#### 3.2.2 Results

SW Atlantic porbeagle

**Table 12** summarizes stock status estimates from the model run, in which the historical period was 1961-1981 and the modern period, 1982-2008. The model was fitted to the Uruguayan longline CPUE series in the modern period. A selectivity function was derived from length frequency data obtained by the Uruguayan longline observer program, which were transformed into ages using the growth curve from the NW Atlantic. A logistic selectivity curve was thus estimated. At the request of the Working Group, the slope of the curve was subsequently increased slightly (shifted to the left) to better accommodate early age classes (**Figure 25**). The model did not use effort data, rather a constant  $F$  was estimated for the historic period, and an average  $F$  with annual deviations was estimated for the modern period. The estimate of current spawning stock biomass (SSB) was 18% of virgin level and  $SSB_{2008}/SSB_{MSY}$  was 0.48. Current fishing mortality rate ( $F_{2008}$ ) was estimated to be 0.056, or over  $F_{MSY}$  (0.03), thus  $F_{2008}/F_{MSY}=1.72$ . The maximum lifetime reproductive rate (alpha) was only 2.95 and  $M=0.20$ . The fit to the index is shown in **Figure 26**. The relative trend in SSB shows that the model predicted a depletion of 46% by the beginning of the modern period in 1982 (**Figure 27**). Stock status results from the CFASPM were thus in general agreement with predictions from the BSP model ( $SSB_{2008}/SSB_{MSY} = 0.48$  vs.  $B_{2008}/B_{MSY} = 0.78$ ;  $F_{2008}/F_{MSY}=1.72$  vs.  $F_{2008}/F_{MSY}=2.07$ , **Figure 22**).

### 3.3 Age-structured production model (ASPM)

#### 3.3.1 Methods

A state-space, age-structured production model (ASPM; Porch *et al.* 2005) was applied to the NE Atlantic stock of porbeagle to provide contrast with the BSP model. The model dynamics are age-structured, incorporating age-specific parameters for survival, fecundity, maturity, growth, and selectivity, as in the CFASPM model described above. The stock-recruitment function is also parameterized in terms of maximum reproductive rate at low density (alpha; Myers *et al.* 1999). In this case, a prior is given to virgin recruitment ( $R_0$ ) and pup (age-0) survival, and age-specific  $M$ -values for ages 1+ are imputed. The values of  $M$  were the same as those used for the NW Atlantic stock assessment, i.e.,  $M=0.10$  for immature and  $M=0.2$  for mature individuals. The model also has the ability to consider two periods: a historic period, for which the data are sparse, and which begins when virgin conditions can be assumed; and a modern period, for which there are more data. The model assumes a constant effort for the modern period, but allows for process error (annual deviations in fishing effort). The effort for the historic period can be set at different levels. Biological, fishery and other inputs used for the NE Atlantic porbeagle stock are listed in **Table 13**.

### 3.3.2 Results

#### NE Atlantic porbeagle

**Table 14** summarizes stock status estimates from the model run, in which the historical period was 1926-1971 and the modern period, 1972-2008. The model was fitted to catches in 1926-2008 and to two indices in the modern period: the French longline CPUE series (1972-2008) and the Spanish longline CPUE series (1981-2007). A selectivity function was derived from length frequency data obtained from the French longline fleet, which were transformed into ages using a growth curve recently derived for the NE Atlantic stock. A logistic selectivity curve was thus estimated (**Figure 28**).

Current depletion with respect to virgin conditions was 6% in biomass and 7% in numbers (**Figure 29**). Current relative spawning stock fecundity ( $SSF_{2008}/SSF_{MSY}$ ) was only 0.09. Current fishing mortality rate ( $F_{2008}$ ) was estimated to be 0.09, well over  $F_{MSY}$  (0.03), and thus  $F_{2008}/F_{MSY}=3.45$ . The relative SSF and F trajectories were below and above sustainable levels, respectively (**Figure 30**). The fit to the catches and indices of relative abundance is shown in **Figure 31**.

Because the Working Group felt that the high constant F, on the order of 0.08, estimated by the model for the historic period was unrealistic, it was decided to explore the effect of assuming other levels of F on results. Two runs were conducted, one with an F=50% of the value estimated in the original run and one with F=0. Stock status improved ( $SSF_{2008}/SSF_{MSY}=0.21$  and 0.43, respectively) and the level of overfishing decreased ( $F_{2008}/F_{MSY}=2.54$  and 3.32, respectively) (**Table 14**).

### 3.4 Age structured assessment model

#### 3.4.1 Methods and results

SCRS/2009/095 evaluated the current status of porbeagle in the NW Atlantic using a forward projecting, age- and sex-structured life history model, fit to catch-at-length and catch per unit effort data between 1961 and 2008. Four variants of the population model were presented, all of which differed in their assumed productivity. The total population size is currently estimated to be about 22% to 27% of its size in 1961 and about 95% to 103% its size in 2001. The estimated number of mature females in 2009 is in the range of 11,000 to 14,000 individuals, or 12% to 16% of its 1961 level and 83% to 103% of its 2001 value. All analyses indicated that this porbeagle stock can recover at fishing mortalities below 4% of the vulnerable biomass. Under the low productivity model, recovery to  $SSN_{MSY}$  was predicted to take over 100 years at exploitation rates of 4% of the vulnerable biomass. All other models predicted recovery times to  $SSN_{MSY}$  on the order of decades.

The implications of flat-topped selectivity patterns were explored at the meeting. The fit of the flat-topped selectivity model was considerably worse (objective function value of 16277 versus the original 13212), and there were extreme residual patterns in proportions at length, indicating that the model was inappropriate. Although the resulting fishing mortality estimates were reduced by about half, and fishable biomass doubled, all fishing mortality reference points were reduced accordingly, producing little net change in recovery trajectory or time.

### 3.5 Gadget

#### 3.5.1 Methods

A Gadget (Globally applicable Area Disaggregated General Ecosystem Toolbox, Begley 2003, <http://www.hafro.is/gadget>) implementation for northeast Atlantic porbeagle was presented SCRS/2009/071 and updated with the new catch and CPUE data made available at the meeting. GADGET provides a flexible and powerful tool for creating ecosystem models. It can be fitted for a variety of assumptions related to the fisheries, stock structure and life history parameters and using data on catch and relative abundance (which may be biomass, age- or size-based), tagging and stomach contents. A single stock, area, fleet, age- and length-structured model was developed, which can now be used for projecting forwards under different management scenarios. Gadget can potentially be used to evaluate the value of collecting additional information on fisheries and biology and of using alternative management measures and assessment methods, particularly as it will allow spatial structure to be represented. It is intended to use it in the future to evaluate stock assessment methods like BSP and ASPM. Also for species like porbeagle where there are few data and large uncertainty, Gadget can help in the development of precautionary management by evaluating alternative measures such as size limits and

time-area restrictions and help design research projects to improve our knowledge on porbeagle and the fisheries in which they are taken.

## 4. Projections

### 4.1 Bayesian surplus production model

NE Atlantic porbeagle

The five most credible BSP model runs for northeast Atlantic porbeagle were used to generate projected abundance trajectories for a range of constant catch and constant harvest rate management strategies. The resulting expected biomass relative to  $B_{MSY}$ , probability that biomass will be above  $B_{MSY}$ , probability that biomass will be above the current biomass and median number of years to rebuild (**Table 15, Figure 32**) vary between models. The current TAC of 436 t is likely to cause the population to remain fairly stable under most models. Reductions in fishing mortality are required to allow the population to rebuild, and rebuilding will take several decades under most models (**Table 16**).

### 4.2 Yield per recruit analysis

The BSP analysis concentrates on total allowable catch; however, as noted below the development of precautionary management also requires the evaluation of alternative measures such as size limits and restrictions intended to improve selection pattern in the fisheries. Therefore a yield per recruit analysis using FLR ([www.flr-project.org](http://www.flr-project.org)) was conducted.

The effect of different selection patterns on the NE Atlantic porbeagle stock were evaluated in **Figure 33**. This shows four selection patterns corresponding to flat-topped and dome-shaped (thick and thin lines, respectively) curves and with maximum selectivity at either age 5 or 13 (red and blue, respectively). Age 13 corresponds to age at maturity of females and to the current maximum landing length (MLL) of 210 cm fork length. Life history parameters were taken from the Gadget implementation.

The analysis shows that both potential stock size and yields are increased if fishing mortality is reduced on immature fish (blue).

In **Figure 34** fishing mortality on individuals greater than the MLL is reduced to 0.

**Table 17** shows the fishing mortality, yield, biomass and SSB relative to that achieved at the effort level corresponding to the  $F_{0.1}$  level for a flat-topped selection pattern with maximum selection at age 3. The difference due to the MLL, as also seen by comparing **Figures 33** and **34**, is that stock levels are improved at the expense of yield

## 5. Research recommendations

The Group considered the importance of developing research projects at the regional (stock) level which will result in rapidly increasing our available knowledge on porbeagle sharks:

- Scientists were urged to study the technical and operative aspects of the fleets that could reduce the incidental catch of sharks and/or maximise the opportunity for live release,
- Prepare better estimates of discards in shelf and high-seas fisheries and initiate studies to measure post-release survival.
- Observer programs to collect better resolution data on catch rates for those fleets where there is a high likelihood of porbeagle by-catch, including from existing marine mammal observer programmes.
- Better understand the dynamics of porbeagle in the southern hemisphere in conjunction with other RFMOs, including IOTC, CCSBT, and IATTC so as to collate better data on catch, distribution, commercial CPUE and stock structure.

- Given that the stock identity for South Atlantic stocks is unclear, further studies (including genetic studies as well as life-history and tagging studies) are required to better inform on stock units in the southern hemisphere.
- Although stock structure in the North Atlantic is better understood, there is a need for specific investigations. For example, to better understand the affinity of catches off Iceland, and potential mixing between NW African and Mediterranean porbeagle.
- A better understanding of vertical and migratory movements of porbeagle in the main areas of their distribution is required to better understand the potential interaction between the populations and fishing activities.
- Porbeagle may associate with hydrographic features (or as an indirect effect via associating with their main prey). A better understanding of the temporal and spatial distribution of porbeagle in relation to such environmental/ecosystem features (including population structure) may facilitate our understanding of catch and CPUE trends.
- Spatial management of porbeagle has been established in Canadian waters. A better knowledge of the distribution and fidelity of critical porbeagle habitats (including pupping and nursery grounds, and sites with a high proportion of mature females) would facilitate more widespread use of spatial management.
- The reliance of fishery-dependent data for assessments is problematic, as such data are not necessarily informative. Fisheries-independent surveys for porbeagle are required in the main stock areas.
- More historical information on catch and effort data may be available and should be investigated. In the absence of historical effort data, estimates of fleet size could provide a useful surrogate.
- Given that porbeagle are a key pelagic stock on continental shelf ecosystems as well as in the high seas, ICCAT and RFMOs (e.g. NAFO, ICES) should continue to cooperate in developing assessments and management actions for this species.

## **6. Management recommendations**

Precautionary management measures should be considered for those stocks where there is the greatest biological vulnerability and conservation concern, and for which there are very few data. Porbeagle are known to be susceptible to over-fishing.

Given that porbeagle are primarily a continental shelf species, management measures should be harmonized between all relevant RFMOs, and ICCAT should facilitate appropriate communication.

### *South Atlantic*

Data for southern hemisphere porbeagle are too limited to provide a robust indication on the status of the stock(s). Limited data indicate a decline in CPUE in the Uruguayan fleet, suggesting a potential decline in porbeagle abundance in the SW Atlantic to levels below MSY. Results of the two modeling approaches applied to the SW Atlantic stock (BSP and CFASPM) coincided in estimating depletion levels below MSY and fishing mortality rates above those producing MSY. But catch and other data are generally too limited to allow definition of sustainable harvest levels. Catch reconstruction indicates that reported landings grossly underestimate actual landings.

Information and data for porbeagle in the SE Atlantic are too limited to assess their status. Available catch rate patterns suggest stability since the early 1990s. This trend cannot be viewed in a longer term context and so are not informative on current levels relative to  $B_{MSY}$ .

Given the history of depletion in the North Atlantic, suggestion of decline to below MSY in the SW Atlantic and lack of basic catch and effort data from the total fleets impacting the stock (including non ICCAT fleets) the Commission should consider adopting precautionary measures, including restricting fisheries affecting the stock(s) to by-catch only and/or restricting fishing activities in areas known to have high abundance of important

life-history stages (e.g. mating, pupping and nursery grounds). Other (national) fleets should report catch and effort data in accordance with the *Supplemental Resolution by ICCAT Concerning Sharks* [Res. 07-06].

The distribution of South Atlantic stock(s) extends into other ocean basins, emphasizing the need to harmonize both biological and fisheries data collection and management with other RFMOs.

#### *NE Atlantic*

The NE Atlantic stock has the longest history of commercial exploitation. The lack of CPUE data for the peak of the fishery adds considerable uncertainty in identifying the current status relative to virgin biomass. Exploratory assessments indicate that current biomass is below  $B_{MSY}$  and that recent fishing mortality is near or possibly above  $F_{MSY}$ .

ICES consider the stock to be depleted, especially in the northern parts of the ICES area. ICES suggested that the stock was still depleted, and fisheries in the northern parts of the stock area had not resumed since the peak of that fishery. Fisheries in the southern part of the stock area continue at low levels, with some evidence of a decline over time in CPUE. CPUE data for the peak of the fishery were not available and thus do not reflect longer term trends.

The assessments conducted at this meeting support the previous ICES view of stock depletion.

ICES (2008) advised, in the absence of a quantitative assessment “*Given the state of the stock, no targeted fishing for porbeagle should be permitted and by-catch should be limited and landings of porbeagle should not be allowed*”.

Existing EC management measures in the NE Atlantic include a TAC. Reported landings in 2008 were less than the TAC. A maximum landing length (210 cm fork length) was introduced in 2009 to deter fisheries targeting mature females.

Given the depleted state of the stock, its low productivity, and uncertainty in the assessment, conservative management measures are appropriate under the precautionary approach. The Commission should consider adopting TACs which provide a high probability of allowing stock rebuilding. Additionally, the Commission should consider restricting fishing activities in areas known to have high abundance of important life-history stages (e.g. mating, pupping and nursery grounds). Nations and RFMOs should consider adopting further management measures to reduce fishing mortality (e.g. the EC brought in size restrictions).

High-seas fisheries should not target porbeagle and all by-catch should be reported. Due to their lower abundance in the high seas, by-catch data collection and reporting would require scientific observer sampling at a high level of coverage. Increased effort on the high seas within the stock area could compromise stock recovery efforts.

Recovery of this stock to  $B_{MSY}$  under zero fishing mortality is estimated to take ca. 15-34 years (**Table 15**). Sustained reductions in fishing mortality would be required if there is to be any stock recovery (**Table 16**).

The current TAC (436 t) may allow the stock to remain stable, at its current depleted biomass level, under most credible model scenarios. Catches close to the current TAC (e.g. 400 t) imply catch levels that could allow rebuilding to  $B_{MSY}$  under some model scenarios, but with a high degree of uncertainty and on a time scale of 60 (40-124) years.

Constant catches of 200 t or less resulted in higher probabilities of recovery to  $B_{MSY}$  within 25-50 years under nearly all model scenarios.

Given uncertainty in the assessment and the low productivity of the stock, any fishery should be closely monitored and assessed at frequent intervals.

#### *NW Atlantic*

Canadian scientists updated their assessment of the NW Atlantic porbeagle stock. This assessment indicates that biomass is depleted to well below  $B_{MSY}$ , although recent fishing mortality is also below  $F_{MSY}$ . Recent biomass appears to be increasing. There is now a conservative harvest regime (TAC of 185 t relative to the MSY catch of

250 t; closure of the mating grounds to target fisheries) in place in the Canadian EEZ. Despite this, stock rebuilding is projected to take decades due to the low productivity of the species.

Additional modelling by the Working Group using a surplus production approach indicated a similar view of stock status, i.e., depletion to levels below  $B_{MSY}$  and current fishing mortality rates also below  $F_{MSY}$ .

The success of the Canadian recovery program is contingent on proper accounting of all catches, including high-seas fleets. Catches within the Canadian EEZ appear to be well accounted for. However, the quantities of porbeagle taken in high-seas longline fleets are unclear, as there is widespread non-reporting and generic reporting of sharks.

Estimates of potential porbeagle catch by various high-seas longline fleets which fished in areas where porbeagle are known to occur were reconstructed based on observed catch ratios of porbeagle relative to tunas and swordfish. For the NW Atlantic this reconstruction indicates that unaccounted high-seas longline catches of porbeagle were a minor proportion of the total reported catch historically and catches have been even smaller in recent years.

The inclusion of reconstructed high-seas catches into the assessment did not appreciably affect the output. Future assessments should cover the entire stock area. Because the high-seas catches are currently low in proportion to the total reported catch it is not expected that inclusion of the reconstructed catches would appreciably change the catch levels required to achieve the conservation objectives in the Canadian Management Plan.

The United States has adopted management plans to reduce fishing mortality on porbeagle, in support of management plans introduced into Canadian waters, including a TAC of 11.3 t dressed weight (dw), of which 1.7 t dw are allocated as a commercial quota (2008).

The Commission should adopt management measures that support the recovery objectives of the Canadian Management Plan. High-seas fisheries should not target porbeagle and all by-catch should be reported. Due to their lower abundance in the high seas, by-catch data collection and reporting would require scientific observer sampling at a high level of coverage.

Areas known to have high abundance of important life-history stages (e.g. mating, pupping and nursery grounds) should be subject to fishing restrictions. Such grounds are not exclusively in the Canadian EEZ.

Increased effort on the high seas within the stock area could compromise stock recovery efforts.

## **7. Executive Summary for Porbeagle**

The Group decided to finish and approve the Executive Summary for porbeagle during the Species Group meeting in September.

## **8. Other matters**

No other matters were discussed.

## **9. Report adoption and closure**

The report was adopted by correspondence. The Chairmen thanked participants for their hard work. The meeting was adjourned.

## References

- Anon. 2005, Report of the 2004 Inter-sessional Meeting of the ICCAT Sub-Committee on By-catches: Shark Stock Assessment. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(3): 799-890.
- Anon. 2009, Report of the 2008 Shark Stock Assessments Meeting (Madrid, Spain, September 1 to 5, 2008). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(5): 1343-1491.
- de la Serna, J.M. and Godoy Garrido, D. 2009, Mercado de túnidos y especies afines durante el desarrollo del campeonato “Desafía Mediterráneo” de capture, marcado y suelta organizado por la Confederación mediterránea de pesca recreativa responsable en cooperación con el Instituto Español de Oceanografía. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(7): 2699-2704.
- Gibson, A.J.F. and Campana, S.E. 2005, Status and Recovery Potential of Porbeagle Shark in the Northwest Atlantic. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/053.
- Matsumoto, T. 2006, Report of the Observer Program for the Japanese tuna longline fishery in the Atlantic Ocean from August 2004 to January 2005. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 59(2): 663-681.
- Matsushita, Y. and Mastunaga, H. 2002, Species composition and CPUE of pelagic sharks observed by Japanese observers for tuna longline fisheries in the Atlantic Ocean. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(4): 1371-1380.
- Myers, R.A., Bowen, K.G. and Barrowman, N.J. 1999, Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. Can J. Fish. Aquat. Sci 56(12): 2404-2419.
- Porch, C.E., Eklund, A.M., Scott, G.P. 2006, A catch-free stock assessment model with application to goliath grouper (*Epinephelus itajara*) off southern Florida. Fish. Bull. 104: 89-101.

# SESSION D'ÉVALUATION DU STOCK DE REQUIN-TAUPE COMMUN DE 2009 (Copenhague, Danemark, 22-27 juin 2009)

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

La réunion a été ouverte par Dr Jim Ellis et Andrés Domingo, et les présidents ont souhaité la bienvenue aux participants du Groupe de travail. Helle Gjeding Jørgensen a souhaité la bienvenue au nom du Secrétariat du CIEM et Laurence Kell, au nom de l'ICCAT, a remercié le CIEM pour organiser cette réunion conjointe CIEM/ICCAT. Les Présidents ont rappelé les termes de référence de la réunion et ont présenté le contexte du processus. Après avoir ouvert la réunion, l'ordre du jour a été examiné et adopté (**Appendice 1**). La Liste des participants est incluse à l'**Appendice 2**. La Liste des documents présentés à la réunion figure en **Appendice 3**.

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

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
1	L. Kell
2	S. Campana, S. Mc Cully, S. Fowler, E. Cortés
3	E. Cortés, E. Babcock, S. Campana, L. Kell
4	G. Scott
5, 6, 8,	J. Ellis et A. Domingo
7	V. Restrepo

## 2. Actualisation des données aux fins de l'évaluation

### 2.1 Structure des stocks et paramètres du cycle vital

La question de la structure des stocks et des paramètres du cycle vital a été traitée dans les documents suivants présentés: SCRS/2009/088; SCRS/2009/089; SCRS/2009/090; SCRS/2009/092 et SCRS/2009/094. Certains de ces documents comportaient également des informations biologiques ou génétiques et des études de marquage, et sont décrits plus en détail dans les sections suivantes du présent rapport.

Le SCRS/2009/088 actualisait les résultats préliminaires de la Serna et Godoy Garrido (2009), présentant des informations actualisées sur la pêcherie française ciblant le requin-taupe commun. Il incluait les paramètres biologiques, y compris le sex-ratio, la composition des captures, la taille à maturité, la composition alimentaire, le niveau trophique et les courbes de croissance du requin-taupe commun capturé dans le Golfe de Gascogne et la Mer Celtique. Les différences dans les paramètres de croissance notées entre cette étude et celle portant sur l'Atlantique Nord-Ouest étayaient l'hypothèse de deux stocks distincts dans l'Atlantique Nord.

Le document SCRS/2009/089 présentait de nouvelles données sur la composition des tailles, le sex-ratio et la distribution du requin-taupe commun, collectées par le programme d'observateurs de la flottille palangrière pélagique uruguayenne. Des données sur la taille à la maturité pour les mâles (longueur du ptérygopode par opposition à longueur à la fourche) ont été soumises. On a illustré une possible zone de nourricerie en haute mer dans l'océan, au large de l'Uruguay et au sud du Brésil, où des requins-taupes communs de 67-119 cm de longueur à la fourche ont été capturés au cours de l'été 2009.

Le document SCRS/2009/090 faisait état de données sur la structure génétique du requin-taupe commun dans l'Océan Atlantique sur la base de l'analyse de l'ADN mitochondrial de 53 spécimens, de l'Atlantique Nord (41°38'-41°50'N, 55°16'-55°74'W, n = 4) et de l'Atlantique Sud (39°26'-43°41'S, 00°05'-26°59'E, n = 49). Ces données étayaient l'opinion actuelle d'un flux génétique réduit entre les populations de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud. Bien que cette étude suggère que la population de l'Atlantique Sud pourrait être divisée en plus d'une sous-population, les données n'étaient pas suffisantes et de nouvelles recherches sont requises pour examiner la structure des stocks de l'hémisphère sud.

Le document SCRS/2009/092 a été présenté au Groupe de travail comme un « Rapport national commun sur le requin-taupe commun » résumant les pêcheries espagnoles les plus importantes au sein des zones de Convention de l'ICCAT, du CIEM et de la NAFO, dans lesquelles un impact potentiel sur le requin-taupe commun est



prévisible d'après les zones de distribution de cette espèce et le chevauchement géographique avec les zones d'activité de certaines de ces flottilles. Aucune pêcherie dirigée sur cette espèce n'est développée par l'Espagne. Le requin-taube commun est une prise accessoire très rare dans les pêcheries de l'Espagne dans les zones de Convention du CIEM ou de la NAFO et le niveau de prise accessoire possible devrait être considéré comme nul ou négligeable. En outre, la pêcherie espagnole de palangre de surface ciblant l'espadon (*Xiphias gladius*) au sein de la zone de la Convention de l'ICCAT a capturé sporadiquement des requins-taupes communs en tant que prises accessoires peu courantes dans l'Atlantique Nord et Sud, les deux espèces de requins prédominantes étant le requin peau-bleue (*Prionace glauca*) et, dans une moindre mesure, le requin taube-bleue (*Isurus oxyrinchus*). Ce document résume certaines références scientifiques, anciennes et récentes, sur cette flottille espagnole et inclut des informations sur le requin-taube commun depuis le milieu des années 80 du siècle dernier en ce qui concerne les zones d'activité, le niveau des prises, les taux de captures, les tailles, les relations taille-poids, le sex-ratio par taille, la fréquence relative, etc. ainsi que des estimations de captures récentes et les tendances de la CPUE standardisée. Ce document résume aussi d'autres documents présentés au Groupe de travail (SCRS/2009/053, SCRS/2009/062 et SCRS/2009/087).

Le document SCRS/2009/094 présentait des informations sur les trajets migratoires, les zones de nourricerie potentielles, le comportement natatoire et les associations environnementales dans l'Atlantique Nord-Ouest. Des marques archives pop-up par satellite ont été apposées sur 20 requins-taupes communs en novembre 2006. Les requins, dix mâles et dix femelles, dont la longueur à la fourche allait de 128 à 154 cm, ont été marqués et remis à l'eau depuis un palangrier commercial pêchant sur la côte nord-ouest du Banc George, à environ 150 km à l'est de Cape Cod, MA. Sur la base des géopositions connues et calculées, le requin-taube commun présentait de vastes déplacements horizontaux et verticaux, en fonction des saisons, allant de 77 à 870 km, et depuis la surface jusqu'à 1.300 m de profondeur, respectivement. Tous les requins demeuraient dans l'Atlantique Nord-Ouest, du Golfe du Saint Laurent et de la côte de la Nouvelle Ecosse au Banc George et dans les eaux océaniques et du plateau, au sud de la Caroline du Nord. En général, la population semblait se concentrer en été et en automne, avec un rayonnement plus extensif en hiver et au printemps. Même si les requins se déplacent dans des températures oscillant entre 2 et 26°C, la plupart du temps (76%) a été passée dans des eaux entre 8 et 16°C. Pendant les mois de printemps et d'été, les requins étaient épipelagiques, nageant dans les 200 m supérieurs de la colonne d'eau. A la fin de l'automne et en hiver, certains requins-taupes communs (n=10) se déplaçaient à des profondeurs mésopélagiques (200-1.000 m). Les registres de température indiquent que ces poissons étaient probablement associés au Gulf Stream. Etant donné qu'aucun de ces poissons ne s'est déplacé dans l'Atlantique Nord-Est, ces travaux étayaient aussi l'hypothèse de l'existence de deux stocks pour l'Atlantique Nord.

## 2.2 Définition des stocks

La **Figure 1** représente des cartes de l'Atlantique Nord, avec les zones de délimitation de l'ICCAT, la NAFO et du CIEM. La **Figure 2** illustre la distribution du requin-taube commun dans l'Atlantique et d'autres océans.

### 2.2.1 Requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest

Les requins-taupes communs de l'Atlantique Nord-Ouest se concentrent, dans une grande mesure, dans les eaux de la plate-forme continentale, ou dans les eaux adjacentes, d'Amérique du Nord. Les données des observateurs des flottilles canadiennes, américaines, espagnoles et islandaises indiquent que les requins-taupes communs sont présents en haute mer dans l'Atlantique Nord, au nord de 35°N, mais que la CPUE en haute mer est relativement faible. Les données de marquage conventionnel (~200 recaptures de trois études distinctes) indiquent que les requins-taupes communs de l'Atlantique Nord-Ouest sont de grands migrants au sein de leur zone de stock mais qu'ils n'entreprennent pas de migrations transatlantiques. Des résultats de marquage par satellite plus récents renforcent cette conclusion. Par conséquent, le sous-groupe de l'ICCAT a conclu qu'il existe un seul stock de requin-taube commun dans l'Atlantique Nord-Ouest, au nord de 35°N et à l'ouest de 42°W, ce qui correspond à peu près à la région ICCAT BIL94a et aux zones NAFO 0-6.

### 2.2.2 Requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est

Le sous-groupe de l'ICCAT a considéré qu'il existe un seul stock de requin-taube commun dans l'Atlantique Nord-Est, occupant toute la zone du CIEM (sous-zones I-XIV). Ce stock s'étend de la Mer de Barents à l'Afrique Nord-Ouest. Aux fins de gestion, la limite sud du stock est située à 36°N et la limite ouest à 42°W. Etant donné que l'abondance du requin-taube commun semble faible dans l'Atlantique central, la région ICCAT BIL94b est une approximation raisonnable de la zone du stock de requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est. Des études de marquage historiques et des études de marquage par satellite récentes indiquent qu'un très faible nombre de requins-taupes communs (voire aucun) n'entreprend de traversées transatlantiques.

### *2.2.3 Requin-taupe commun de l'Atlantique Sud-Ouest*

Le Groupe a étudié la distribution du stock de requin-taupe commun dans l'Atlantique Sud-Ouest, au sud de 25°S et à l'ouest de 20°W. Il a été suggéré que cette répartition pourrait inclure des eaux du Pacifique Sud-Est mais des données plus robustes sont requises pour confirmer cet élément, susceptible d'avoir des implications directes sur la gestion de ce stock.

### *2.2.4 Requin-taupe commun de l'Atlantique Sud-Est*

Le Groupe a étudié la distribution du stock de requin-taupe commun dans l'Atlantique Sud-Est, au sud de 25°S et à l'est de 20°W. Il a été suggéré que cette répartition pourrait inclure des eaux du Pacifique Sud-Ouest mais des données plus robustes sont requises pour confirmer cet élément, susceptible d'avoir des implications directes sur la gestion de ce stock.

### *2.2.5 Information provenant d'autres publications*

Matsushita et Matsunaga (2002) et Matsumoto (2006) ont apporté des informations sur la distribution dans l'hémisphère Nord et sur les prises réalisées en haute mer.

## **2.3 Résumé des paramètres du cycle vital**

On connaît raisonnablement bien les paramètres du cycle vital du requin-taupe commun des stocks de l'Atlantique Nord-Ouest et du Pacifique Sud, mais on a moins d'informations sur le stock de l'Atlantique Nord-Est, et encore moins de données sur le stock de l'Atlantique Sud. Certains paramètres biologiques (croissance, par exemple) sont très différents entre l'Atlantique Nord-Ouest et le Pacifique Sud, ce qui indique que certains paramètres, au moins, ne sont pas universels entre les stocks, même si d'autres paramètres (fécondité, par exemple) sont similaires. Le **Tableau 1** récapitule les informations disponibles relatives au cycle vital.

Les informations disponibles suggèrent que les caractéristiques du cycle vital du requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est sont quelque peu similaires à celles de l'Atlantique Nord-Ouest, bien que les taux de croissance dans l'Atlantique Nord-Est soient plus faibles que ceux de l'Atlantique Nord-Ouest. Aucune information n'est pratiquement disponible sur le requin-taupe commun de l'Atlantique Sud. Toutefois, étant donné que la distribution du requin-taupe commun de l'Atlantique Sud semble être continue autour de la pointe de l'Amérique du Sud et de l'Afrique du Sud, il est probable que les paramètres de l'Atlantique Sud soient plus semblables à ceux du Pacifique Sud qu'à ceux de l'Atlantique Nord.

## **2.4 Estimations des prises**

### *2.4.1 Aperçu des débarquements nationaux*

Les registres de captures disponibles dans la base de données de la Tâche I de l'ICCAT (au 12 juin 2009, **Tableau 2, Figure 3**) ont été révisés et considérés comme généralement incomplets, surtout pour les pêcheries de l'Atlantique Sud. Les informations issues de diverses sources de documents, et mises à la disposition des scientifiques nationaux présents à la réunion, ont été comparées aux registres de la Tâche I et incluses dans une compilation des captures aux fins de la réalisation de l'évaluation. Des efforts ont été réalisés en vue d'estimer les prises des flottilles palangrières ne soumettant pas de données à l'aide des données des observateurs, lorsque celles-ci étaient disponibles. L'approche utilisée est discutée en détail dans les paragraphes suivants.

Le Groupe de travail a examiné la séparation des stocks Nord-Est et Nord-Ouest du requin-taupe commun à 40°W de longitude et la séparation des stocks Sud-Est et Sud-Ouest à 20°W de longitude. Les prises déclarées et estimées pour la flottille espagnole de palangriers, incluses dans le SCRS/2009/087, représentaient la série temporelle de 1950-2008 des estimations de captures de requin-taupe commun de l'hémisphère nord pour cette flottille. Ces estimations ont été séparées entre les zones de stock Nord-Ouest et Nord-Est, proportionnellement à la distribution des hameçons pêchés par la flottille espagnole, en fonction de la base de données des séries temporelles d'hameçons maintenue à l'ICCAT, qui fournit l'effort palangrier nominal (hameçons pêchés), estimé par mois et à une résolution spatiale de 5x5. Une séparation similaire a été réalisée pour les prises déclarées d'autres flottilles qui avaient communiqué des prises de la zone de pêche de l'Atlantique Nord-Ouest Centre dans la Tâche I.

#### 2.4.2 Informations sur les rejets

On ne disposait pas de données suffisantes mais, étant donné que le requin-taube commun est une espèce de grande valeur, il est très improbable que de grands nombres soient rejetés. La survie après rejet n'est pas connue pour les requins-taupes communs capturés à la palangre (qui pourraient être nombreux) ni pour les requins-taupes communs capturés dans d'autres pêcheries sur le plateau continental.

#### 2.4.3 Qualité des données de capture

Les données de capture sont considérées comme relativement complètes pour l'Atlantique Nord-Ouest, même s'il est à noter que les débarquements sont estimés pour certaines flottilles hauturières. Bien qu'il existe une longue série temporelle pour les données de débarquements dans l'Atlantique Nord-Est, certains états européens disposent de registres incomplets sur le requin-taube commun (ou ils les ont déclaré en tant que requins génériques). Même si les données de capture sont considérées comme des sous-estimations, elles concernent surtout des nations ne capturant que de faibles quantités de cette espèce, et des données sont disponibles pour les principales nations de pêche.

Les données de capture pour les stocks de l'Atlantique Sud sont incomplètes, étant donné que le(les) stock(s) pourrai(en)t s'étendre dans le Pacifique Sud-Est et l'Océan Indien Sud-Ouest.

#### 2.4.4 Aperçu des données manquantes et méthodes d'estimation des prises

Le SCRS/2009/062 présentait un aperçu des récentes statistiques de la FAO sur le requin-taube commun et étudiait leur rapport avec la prise déclarée de requin taube-bleu *Isurus oxyrinchus*, en établissant un ratio entre les deux espèces. Les données donnent à penser qu'il pourrait y avoir des incohérences entre les statistiques déclarées pour ces deux espèces dans la série temporelle, soulignant le besoin de maintenir une bonne coordination entre les ORGP et la FAO et d'établir des programmes visant à la diffusion de l'information spécifique, à l'attention des différents pays, pour améliorer les statistiques sur ces espèces.

Le SCRS/2009/087 présentait la série historique de captures du requin-taube commun de la flottille espagnole de palangre de surface ciblant l'espadon dans l'Atlantique Nord pour la période 1950-2008, reconstruite en utilisant diverses sources d'informations, telles que les études précédentes réalisées par les auteurs et les données de la Tâche I disponibles dans la base de données de l'ICCAT, en tenant toujours compte du ratio entre le requin-taube commun et l'espèce ciblée. Une tendance à la hausse se dégageait de 1950 à 1989, suivie d'une tendance à la baisse avec de fortes variations d'une année sur l'autre jusqu'à la fin de la période.

Les estimations de la prise potentielle de requin-taube commun de diverses flottilles palangrières qui pêchaient dans des zones où la présence de requin-taube commun était connue se basaient sur la prise observée de requin-taube commun par rapport à la prise de thonidés et d'espadon, en suivant les approches précédemment adoptées pour l'estimation des prises de requins peau bleue et de requin taube bleu des flottilles palangrières ne soumettant pas de données (voir, par exemple, le Rapport de la session d'évaluation des stocks de requins de 2008) (Anon. 2009). La **Figure 4** donne un aperçu de la distribution globale de l'effort palangrier par rapport à la distribution du requin-taube commun dans l'Atlantique, ce qui indique que le potentiel chevauchement se limite généralement à 30° ou à des latitudes plus élevées dans les deux hémisphères.

Les données des observateurs considérées comme suffisantes pour réaliser cette estimation ont été mises à la disposition du Groupe de travail uniquement pour les zones des stocks Nord-Ouest et Sud-Ouest. On disposait, pour l'Atlantique Nord-Ouest, des données des observateurs du Canada et des Etats-Unis obtenues de leurs flottilles nationales ainsi que des données des observateurs canadiens de navires japonais opérant dans la ZEE canadienne. Pour l'Atlantique Sud-Ouest, les données des observateurs uruguayens étaient disponibles pour l'analyse. Les données des observateurs islandais de navires japonais opérant dans la ZEE islandaise ont également été soumises au Groupe de travail mais ces données ont été considérées trop limitées d'un point de vue géographique pour pouvoir être appliquées à toutes les flottilles palangrières de l'Atlantique Nord-Est ne soumettant pas de données. Les données d'observateurs d'autres flottilles ont été sollicitées mais n'ont pas été reçues lors de la réunion.

Cette méthode nécessite les données d'observateurs de la zone et de la pêcherie en question pour déterminer le ratio de capture sous-jacent et implique la formulation de divers postulats. Le postulat clef est que le ratio de capture basé sur les données d'observateurs est applicable à d'autres pêcheries, d'autres moments et d'autres lieux. Afin de tester ce postulat, les données d'observateurs provenant de trois sources (Canada, Etats-Unis et

Islande) ont été analysées en ce qui concerne les prises de requin-taupe commun par rapport à celles de thonidés et/ou d'espadon. Les ratios en résultant ont été représentés sur une carte par carrés de 5 degrés (**Figures 5, 6 et 7**).

Les cartes des ratios de capture observés indiquaient que l'abondance relative de requin-taupe commun dans la capture tendait à être plus importante sur le plateau continental, ou près de celui-ci, et diminuait considérablement en haute mer. Des différences significatives, parfois importantes, ont été constatées dans les ratios de capture de différentes nations, mais la proportion relative de requin-taupe commun dans la prise réalisée en haute mer s'élevait presque toujours à moins de 2%. Sur la base de ces résultats, une estimation de la prise totale (non-déclarée) de requin-taupe commun dans les pêcheries hauturières de nations n'ayant pas déclaré précédemment leur prise de requin-taupe commun ne peut être que calculée approximativement à l'aide des ratios de capture. De plus, les ratios de capture sous-jacents observés doivent être structurés spatialement (par carrés de 5°) pour pouvoir être utiles.

Ce résultat est conforme à l'opinion générale sur la distribution de la densité (actuelle) des prises : la plupart des captures proviennent des lieux de pêche du plateau continental et de l'accote du plateau, même s'il se produit des prises en haute mer. A une résolution plus grossière (5x5), le gradient latitudinal n'était pas élevé. Dans l'Atlantique Nord-Ouest, les données des observateurs canadiens de navires japonais constituaient la couverture géographique la plus étendue ; ces données ont donc été sélectionnées pour servir de base à l'estimation de la proportion de requins-taupes communs par rapport aux thonidés et à l'espadon dans la capture, à appliquer aux prises réalisées par les flottilles palangrières ne déclarant pas de données. Dans l'Atlantique Sud-Ouest, les données des observateurs uruguayens ont été utilisées.

La **Figure 8** présente le schéma de la proportion de requins-taupes communs par rapport aux thonidés et à l'espadon appliqué aux prises d'espadon et de thonidés réalisées par les flottilles palangrières ne communiquant pas de données sur le requin-taupe commun dans les zones des stocks Nord-Ouest et Sud-Ouest. On a formulé une hypothèse sur l'effet de l'engin (monofilament ou multifilament) et de la longitude, d'après les observations, dans la région Sud-Ouest. Les **Tableaux 3 et 4** et les **Figures 9 et 10** représentent les prises de requin-taupe commun estimées par cette méthode pour les flottilles ne soumettant pas de données dans ces régions. Ces estimations ont des niveaux d'incertitude élevés, mais non quantifiés, en raison d'observations limitées sur les ratios de capture entre les flottilles et dans le temps. Elles servent néanmoins de base à l'étude de l'impact potentiel de ces flottilles sur les niveaux de capture totaux de requin-taupe commun par rapport aux prises des espèces ciblées par ces flottilles.

Les **Tableaux 5 et 6** et les **Figures 11 et 12** montrent les schémas de capture utilisés dans l'évaluation pour les stocks de l'Atlantique Nord-Est et Nord-Ouest, respectivement. Pour l'hémisphère Sud, les données de capture déclarées sont au mieux sporadiques, seules quelques flottilles déclarant des informations. De surcroît, on estime que les prises réalisées dans le Pacifique Sud-Est et dans l'Océan Indien Sud-Ouest ont un impact sur les stocks de requin-taupe commun de l'Atlantique Sud-Ouest et Sud-Est respectivement, ce qui devrait être pris en considération dans les futures évaluations.

#### *2.4.5 Débarquements nominaux et estimés de requin-taupe commun par stock*

La **Figure 13** établit une comparaison entre les compilations de captures de l'Atlantique Nord-Ouest réalisées à la réunion, y compris les estimations des prises réalisées par les flottilles palangrières ne soumettant pas de données, et celles incluses dans le SCRS/2009/095. De petites différences entre ces compilations de captures justifient de nouvelles recherches à ce titre.

Le **Tableau 2** présente les débarquements nominaux de requin-taupe commun (par stock) déclarés à l'ICCAT (Nord-Ouest, Nord-Est et hémisphère sud), qui sont largement comparables aux données utilisés par le Groupe de travail sur les poissons élastombranches (WGEF) du CIEM.

### **2.5 Tendances des taux de capture**

#### *Aperçu des données de CPUE dépendantes des pêcheries*

Le SCRS/2009/069 faisait état des indices d'abondance relative développés pour le requin-taupe commun d'après le programme des livres de bord de la palangre pélagique des Etats-Unis (1992-2008). Les indices ont été calculés en utilisant une approche delta-lognormale en deux étapes qui traitait séparément la proportion des opérations de pêche positives et la capture par unité d'effort (CPUE) des prises positives. Des indices

standardisés avec des intervalles de confiance de 95% ont été soumis. La série temporelle affichait une tendance générale à la baisse, qui peut être décomposée en une réduction initiale en 1992-2001, suivie d'un rapide accroissement jusqu'en 2003 puis d'une diminution postérieure jusqu'en 2008.

Le document SCRS/2009/091 présentait la CPUE standardisée du requin-taube commun, calculée en utilisant les données des observateurs du thon rouge du sud (SBT) de 1992 à 2007. La CPUE standardisée affichait certaines fluctuations mais aucune tendance nette ne se dégageait. Ce résultat est supposé indiquer que l'état du stock de requin-taube commun n'a pas beaucoup changé pendant la période de recherche dans cette pêcherie, même si des études complémentaires sont requises afin d'étayer totalement cette conclusion.

Le document SCRS/2009/093 incluait les indices standardisés de la CPUE du requin-taube commun capturé par la flottille palangrière uruguayenne. Ces indices ont été obtenus par des Modèles Linéaires Généralisés (GLM) avec une approche delta-lognormale. Les données en poids des poissons capturés provenaient des livres de bord de pêche de la flottille palangrière uruguayenne opérant dans l'Atlantique Sud entre 1982 et 2008. La CPUE standardisée affiche un important déclin au cours des douze dernières années, ce qui pourrait indiquer, ou non, l'abondance du stock et pourrait résulter de changements environnementaux, de changements de stratégies de pêche ou autres.

Le SCRS/2009/053 faisait état des taux de capture standardisés du requin-taube commun de l'Atlantique Nord durant la période 1986-2007, capturé comme prise accessoire peu courante de la pêcherie espagnole de palangre de surface ciblant l'espadon dans l'Océan Atlantique. L'analyse a été réalisée en utilisant une approche de GLM postulant une distribution d'erreur delta-lognormale et tenait compte de divers facteurs, tels que le style de palangre, le trimestre, l'appât ainsi que les effets spatiaux en incluant sept zones. Le cas de base suggérait une tendance relativement descendante, entre 1986 et 1996, une période de stabilité jusqu'en 2000 et une légère augmentation par la suite. Les résultats obtenus en utilisant uniquement la palangre de style traditionnel indiquent que la tendance était très stable de 1986 à 2000. Les résultats obtenus montrent des tendances de la CPUE standardisée fortement similaires pour toute la série temporelle, indépendamment du type d'analyse conduite. Les estimations scientifiques des prises annuelles pour la période 1997-2008 ont également été actualisées. Le Groupe de travail a demandé aux auteurs de réaliser des scénarios additionnels limités aux zones définies 1&2 (Ouest) et 4&5 (Est) pour fournir des indices d'abondance pour les stocks de l'Atlantique Nord-Ouest et Nord-Est, respectivement. Ces analyses supplémentaires ont également été mises à la disposition du Groupe en tant qu'Annexe 1 du SCRS/2009/053. Les auteurs ont toutefois exprimé des réserves quant à la pertinence des zones sélectionnées par le Groupe aux fins du suivi des « stocks » ou des « unités » de requin-taube commun de l'Atlantique Nord, compte tenu de la distribution des captures.

La **Figure 14** illustre les tendances de la CPUE pour les stocks de requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest, Nord-Est et Sud-Ouest.

#### *Disponibilité d'enquêtes indépendantes des pêcheries*

Aucune donnée indépendante des pêcheries n'a été soumise au Groupe, et l'absence de ces données signifie que l'on dépend des tendances dépendantes des pêcheries. Les données dépendantes des pêcheries pour les pêcheries ciblant le requin-taube commun pourraient ne pas refléter l'abondance générale des stocks et les données dépendantes des pêcheries pour les pêcheries dans lesquelles le requin-taube commun est une prise accessoire pourraient être très variables.

### **3. Modèle d'évaluation et résultats**

#### ***3.1 Modèle de Production Excédentaire Bayésienne***

##### *3.1.1 Méthodes*

Le document SCRS/2009/068 appliquait un Modèle de Production Excédentaire Bayésienne (BSP) pour estimer l'état et les tendances prévues des populations pour le requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest. Ce modèle a été utilisé dans les évaluations précédentes de l'ICCAT pour le requin peau bleue et le requin taube bleue, menées en 2004 et 2008 (Anon. 2005 ; Anon. 2009). Une distribution à priori informative a été développée pour le taux de croissance ( $r$ ) de la population, basé sur les données démographiques. Les données de prise et de capture par unité d'effort étaient tirées de l'évaluation de 2005 de Gibson et Campana. Les résultats du modèle BSP étaient plus pessimistes que les résultats du modèle d'évaluation structuré par âge, étant donné que le modèle BSP n'a été ajusté qu'aux données de CPUE pour les requins matures, qui ont fait l'objet d'une

plus grande réduction que les requins immatures. Les auteurs ont recommandé d'utiliser le modèle BSP pour évaluer l'état des populations de requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est et de l'Atlantique Sud, dans la mesure où il était possible de développer, au moins, un indice d'abondance basé sur la CPUE, pour chaque population, ainsi qu'une série temporelle de captures. Si les données de capture ne sont pas disponibles pour tout l'historique de la pêche, le modèle BSP pourra estimer les prises d'après les données d'effort à la palangre des premières années de la pêche.

#### Requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest

Afin de déterminer si le modèle BSP donne des résultats similaires à ceux du modèle structuré par âge et espace appliqué au requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest, il serait préférable de pouvoir ajuster le modèle BSP à un indice standardisé de CPUE en unités de biomasse de tous les requins-taubes communs pour toutes les zones combinées. Cet indice n'était pas disponible pour l'évaluation canadienne de 2009 (SCRS/2009/095), étant donné que les CPUE avaient été standardisées dans le cadre du modèle d'évaluation de 2009 et qu'il n'a pas été possible d'extraire une série standardisée de CPUE indépendante du modèle structuré par âge. Dans l'évaluation canadienne de 2005 (Gibson et Campana 2005), les indices de CPUE ont été standardisés indépendamment du modèle, mais ils ont été standardisés séparément pour les requins immatures et matures dans chacune des trois régions spatiales. Nous avons inclus ces six séries de CPUE dans le modèle BSP en tant qu'indices de biomasse, soit pondérés par la proportion relative de capture totale en nombres dans chaque série pour chaque année, soit pondérés de façon égale. Il n'a pas été possible de procéder à la pondération par capture totale en biomasse dans chaque série pour chaque année en raison de l'indisponibilité de ces données. Les prises totales de Gibson et Campana (2005) ont été utilisées aux fins de cohérence entre les deux modèles. La distribution a priori informative de  $r$  avait une moyenne de 0,05 et un CV de 10%, tel que spécifié dans le SCRS/2009/068. La distribution a priori de  $K$  était uniforme sur  $\log K$  et la distribution a priori de  $Bo/K$  était lognormale avec une moyenne de 1,0 et un CV de 0,20.

Afin d'utiliser le modèle BSP pour évaluer l'état du requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest en 2009, nous avons exécuté le modèle BSP avec huit séries de CPUE: les six séries canadiennes de CPUE jusqu'en 2004, la série des Etats-Unis et la série espagnole pour la zone 1 et 2 uniquement. On a attribué une pondération égale à chaque point de chaque série de données. On a donc attribué aux séries canadiennes une plus grande pondération qu'à la série américaine ou espagnole. Cela semblait pertinent car la plupart des prises provenaient de la flottille canadienne. Les prises ont été extraites des données de la Tâche I de l'ICCAT, telles qu'attribuées aux zones des stocks Nord-Est et Nord-Ouest par le Groupe de travail en incluant, ou non, les prises additionnelles calculées par déduction pour les flottilles ne soumettant pas de données. Les mêmes distributions a priori ont été utilisées pour  $r$ ,  $K$  et  $Bo/K$ .

#### Requin-taube commun de l'Atlantique Sud-Ouest

Pour le requin-taube commun de l'Atlantique Sud-Ouest, les prises déclarées à l'ICCAT sont très rares et ne démarrent qu'en 1982. Les prises non-déclarées sont probablement importantes au vu de l'important effort palangrier exercé, croissant dans l'Atlantique Sud-Ouest. Un indice d'abondance basé sur la CPUE était disponible pour la flottille uruguayenne de 1982 à 2008. Les scénarios du modèle BSP variaient selon que les points de données de la CPUE avaient une pondération égale ou une pondération inverse basée sur leurs CV, et en fonction du mode d'estimation des captures. Les prises étaient soit basées sur celles déclarées à l'ICCAT, estimées d'après les séries d'effort à la palangre, soit estimées d'après le ratio de requin-taube commun par rapport à d'autres espèces dans la capture (**Tableaux 2 et 4**). La distribution à posteriori de  $r$  était informative, avec une moyenne ayant la même valeur que celle utilisée pour l'Atlantique Nord-Ouest (0,05) et un écart type deux fois supérieur à celui de l'Atlantique Nord, impliquant un CV de 0,21. La distribution à priori de  $K$  était uniforme sur  $\log K$  et la distribution à priori pour  $Bo/K$  était lognormale avec une moyenne de 1,0 et un CV de 0,20, avec  $Bo$  étant la biomasse la première année pour laquelle on disposait de données de prise ou d'effort.

#### Requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est

Pour le requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est, les prises les plus élevées se sont produites dans les années 1930 et 1950, bien avant que des données de CPUE ne soient disponibles aux fins du suivi des tendances de l'abondance (**Figure 15**). Nous avons essayé diverses variations du modèle, en commençant les scénarios du modèle en 1926 ou en 1961, et avec plusieurs postulats différents (**Tableau 10**). Nous avons utilisé une distribution à priori lognormale de  $r$ , avec une moyenne de 0,062 basée sur les données démographiques et un CV de 0,16. Ce CV impliquait un écart type deux fois supérieur à celui estimé d'après les analyses

démographiques afin de rendre la distribution à priori légèrement moins informative. La distribution à priori de  $K$  était uniforme sur  $K$  avec plusieurs limites supérieures différentes.

### 3.1.2 Résultats

#### Requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest

Pour le modèle BSP appliqué aux données d'évaluation du Canada jusqu'en 2005, on prévoyait que le scénario du modèle incluant les indices pondérés par le nombre de prise relative donnerait des résultats plus similaires aux résultats du modèle structuré par âge mais cela n'a pas été le cas. Le modèle pondéré par capture (scénario a3, **Tableau 7**), donnait des résultats plus optimistes que le modèle structuré par âge. Ce modèle estimait la biomasse actuelle (2005) à 66% de la biomasse de 1961, et le modèle structuré par âge indiquait que les chiffres actuels se situaient entre 10 et 24% des chiffres de 1961. Le modèle BSP avec une pondération égale (scénario a4, **Tableau 7**, **Figure 16**) donnait des résultats bien plus similaires à ceux du modèle structuré par âge, estimant la biomasse actuelle à 37% de la biomasse de 1961. Le modèle BSP avec une pondération égale prévoyait que la population se rétablirait à  $B_{PME}$  en près de 20 ans sans activité de pêche (**Tableau 8**). Ceci est à peu près conforme aux résultats du modèle structuré par âge, étant donné que les résultats du modèle structuré par âge sont exprimés en nombres et que les résultats du modèle BSP sont en biomasse.

Ces résultats démontraient que le modèle BSP peut cerner, de la façon adéquate, la dynamique de population du requin-taube commun mais le modèle est assez sensible à la façon dont les valeurs d'entrée des séries de CPUE sont calculées et pondérées. Les indices standardisés de CPUE calculés en biomasse et pondérés par capture en biomasse seraient davantage conformes aux postulats du modèle BSP.

Afin de mieux explorer les implications de la distribution à priori informative de  $r$  sur les résultats finaux, nous avons réalisé une analyse rétrospective, incluant les données de CPUE uniquement jusqu'en 1998, 2000 ou 2002 (scénarios a403, a402, a401, **Tableau 7**). La distribution à posteriori de  $r$  restait similaire à la distribution à priori pour tous les scénarios rétrospectifs. Les CV des autres paramètres étaient plus faibles lorsque les données étaient incluses jusqu'en 2002, et augmentaient lorsque des années de données supplémentaires étaient parfois supprimées. L'intervalle de crédibilité de la biomasse par rapport à  $B_{PME}$  était plus étroit lorsque les données étaient incluses jusqu'en 2002. Nous pensions que les CV seraient plus faibles lorsque des années de données supplémentaires étaient incluses. Cela était généralement vrai pour les données de 1998 à 2002. Il est probable que les CV plus élevés utilisant les données de 2003 et 2004 étaient dus à la forte variabilité des données au cours de ces années.

Les résultats du modèle BSP appliqués aux données jusqu'en 2009 (scénarios NW1 et NW2, **Tableau 7**, **Figure 17**) sont similaires aux résultats de l'évaluation structurée par âge du Canada incluant seulement les données canadiennes (SCRS/2009/095). Les deux séries de capture donnaient des résultats similaires. Ces deux modèles montraient une raréfaction similaire à celle détectée en 2004, mais un taux de mortalité par pêche actuel faible par rapport à  $F_{PME}$  (**Figure 18**), étant donné que les prises de 2008 étaient faibles.

#### Requin-taube commun de l'Atlantique Sud-Ouest

Pour tous les scénarios de capture, le modèle a estimé que la biomasse avait diminué depuis le début de la pêcherie, conformément au déclin observé dans les données de CPUE de la palangre uruguayenne (**Tableau 9** et **Figures 19 à 22**). La différence la plus notable entre les scénarios du modèle est l'estimation de  $K$ . Étant donné que la série de capture ajuste les estimations de la biomasse, les scénarios du modèle qui utilisaient les prises de l'ICCAT, qui ne dépassaient jamais 40 t par an, estimaient  $K$  à près de 1.000 t. Cette faible valeur permettait au modèle d'ajuster une tendance descendante de la biomasse avec des prises très faibles (scénarios SW1 et SW2). Lorsque les prises étaient estimées d'après l'effort, avec la constante de proportionnalité entre la prise et l'effort calculée soit pour 2005-2006 (scénario SW4) soit pour 1997-2007 (scénario SW4), la  $K$  estimée était bien supérieure (11.000-24.000 t). Avec l'estimation du ratio de capture, qui était bien plus élevé que les prises estimées d'après l'effort, notamment pour ces dernières années, la  $K$  estimée s'élevait à 71.000 t. Tous les modèles estimaient des taux de mortalité par pêche se situant au-dessus de  $F_{PME}$ , bien que la  $F$  médiane chute en deçà de  $F_{PME}$  en 2009 pour le scénario SW4. La production de remplacement était très faible pour tous les modèles. Ce résultat est déduit de la tendance de la série palangrière uruguayenne. Les données de CPUE des autres flottilles de la région seraient utiles pour vérifier cette tendance.

## Requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est

Les distributions à posteriori de  $r$  étaient similaires aux distributions à priori pour tous les scénarios du modèle (**Tableau 10**). La distribution a priori de  $K$  était uniforme sur  $\log K$ , avec une limite supérieure de 100.000 t. Cette limite supérieure a été établie afin d'être légèrement supérieure au total de la série de capture de 1926 jusqu'à l'heure actuelle (prise totale = 92.000 t). Avec une pondération égale de tous les points de données dans les deux séries de CPUE et en démarrant le modèle en 1926 (**Figure 23, Tableau 10**), le modèle a estimé une tendance descendante de la population avec une biomasse connaissant une raréfaction actuelle de l'ordre de 78% de la biomasse qui permettrait d'atteindre la Production Maximale Equilibrée ( $B_{PME}$ ). La distribution à postérieure de  $K$  avait un mode se situant aux alentours de 60.000 t, mais une probabilité considérable était attribuée aux valeurs de l'ordre de la limite supérieure (100.000 t). Afin de déterminer si les données supportaient une valeur de  $K$  plus élevée, nous avons exécuté le modèle avec une limite supérieure de  $K$  élevée, biologiquement déraisonnable : 1,0E8 t (scénario NE101, **Tableau 10**). Le modèle estimait une distribution à postérieure de  $K$  similaire à la distribution à priori uniforme sur  $\log K$ , ce qui implique qu'il y avait très peu d'information dans les données pour permettre au modèle d'estimer un des paramètres. Etant donné que la distribution à priori était peu informative, et permettait d'attribuer une probabilité considérable aux valeurs élevées de  $K$ , ce modèle a estimé une valeur attendue de  $K$  très élevée, avec pratiquement aucune raréfaction de la population. Une biomasse de 1,0E8 t du requin-taube commun n'est pas probable, compte tenu du fait que les taux de capture sont relativement faibles par rapport aux taux de capture de l'espadon, des thonidés et d'autres requins, qui ont tous des niveaux de biomasse inférieurs à 1,0E8 t. Par ailleurs, la biomasse totale estimée du requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest se situe à 10.000 t environ. Nous avons également essayé une  $K$  maximale plus faible (80.000 t), donnant des résultats similaires à ceux obtenus avec une limite supérieure de 100.000 t. Les autres scénarios du modèle spécifiaient 100.000 comme la valeur maximale de  $K$ .

La pondération des séries de CPUE de l'Espagne et de la France par leurs captures relatives a donné des résultats similaires au cas de pondération égale (**Tableau 10 et Figure 23**). En débutant le modèle en 1961 et en établissant une distribution à priori informative au niveau de la raréfaction de la population en 1961, avec une moyenne de 1,0, 0,5 ou 0,2, on obtenait des résultats légèrement différents. Tous ces modèles concluaient que la population continuait à diminuer peu à peu après 1961, conformément au déclin de la série française de CPUE. Le niveau actuel de raréfaction et les taux actuels de mortalité par pêche dépendaient du niveau de raréfaction postulé en 1961. Etant donné que les plus prises les plus importantes dans la pêcherie avaient lieu avant 1961, les scénarios du modèle qui postulait une raréfaction en 1961, ou qui débutaient en 1926, sont plus réalistes que ceux qui postulaient une forte biomasse en 1961.

La **Figure 24** présente l'état actuel du requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est pour le modèle BSP et le modèle ASPM. Ces résultats sont très incertains, étant donné que la plupart des ponctions de la pêcherie se sont produites avant que les données ne soient disponibles pour estimer les tendances de l'abondance. Tous les modèles qui utilisaient des postulats biologiquement plausibles sur la biomasse non-exploitée déduisaient que la population fait actuellement l'objet d'une raréfaction.

### 3.2 Modèle de production structuré par âge, sans capture (CFASPM)

#### 3.2.1 Méthodes

Un modèle de production structuré par âge, sans capture, état-espace (CFASPM; Porch *et al.* 2005) a été appliqué au stock de requin taube commun de l'Atlantique Sud-Ouest afin de fournir un contraste avec le modèle BSP. En bref, il s'agit d'un modèle de production structuré par âge qui ne nécessite pas des captures, et reformule la dynamique des populations par rapport à la biomasse vierge. La dynamique incorpore des paramètres spécifiques de l'âge pour la survie, la fécondité, la maturité, la croissance et la sélectivité. La fonction stock-recrutement est paramétrée en termes de taux de reproduction maximum à faible densité (alpha; Myers *et al.* 1999). Deux périodes sont envisagées dans le modèle : une période historique pour laquelle les données sont rares, et une période moderne, pour laquelle il existe des données, telles que les taux de capture. Pendant la période historique, le modèle utilise une tendance de la biomasse relative. Le **Tableau 11** énumère les données biologiques, halieutiques et autres utilisées pour le stock de requin taube commun de l'Atlantique Sud-Ouest.



### 3.2.2 Résultats

#### Requin taupe commun de l'Atlantique Sud-Ouest

Le **Tableau 12** résume les estimations de l'état du stock à partir de la sortie du modèle, dans laquelle la période historique s'étendait de 1961 à 1981 et la période moderne allait de 1982 à 2008. Le modèle a été ajusté à la série de CPUE palangrière de l'Uruguay dans la période moderne. Une fonction de sélectivité a été dérivée des données de fréquence de taille obtenues par le programme d'observateurs palangriers d'Uruguay, qui ont été transformées en âges à l'aide de la courbe de croissance de l'Atlantique Nord-Ouest. Une courbe de sélectivité logistique a donc été estimée. A la demande du Groupe de travail, la pente de la courbe a été ultérieurement légèrement accrue (déplacée à gauche) afin de mieux intégrer des classes d'âge plus jeunes (**Figure 25**). Le modèle n'a pas utilisé des données d'effort ; au lieu de cela, une  $F$  constante a été estimée pour la période historique, et une  $F$  moyenne dotée de déviations annuelles a été estimée pour la période moderne. L'estimation de la biomasse du stock reproducteur actuelle (SSB) ne représentait que 18% du niveau vierge et  $SSB_{2008}/SSB_{PME}$  se situait à 0,48. Le taux actuel de mortalité par pêche ( $F_{2008}$ ) a été estimé à 0,056, ou en-deçà de  $F_{PME}$  (0,03), donc  $F_{2008}/F_{PME} = 1,72$ . Le taux de reproduction maximum au cours de la vie ( $\alpha$ ) n'était que de 2,95 et  $M = 0,20$ . L'ajustement à l'indice est illustré à la **Figure 26**. La tendance relative de la SSB indique que le modèle a prédit une raréfaction de 46% au début de la période moderne en 1982 (**Figure 27**). Les résultats de l'état du stock obtenus du CFASPM concordaient donc avec les prédictions du modèle BSP ( $SSB_{2008}/SSB_{PME} = 0,48$  par opposition à  $B_{2008}/B_{PME} = 0,78$ ;  $F_{2008}/F_{PME}=1,72$  par opposition à  $F_{2008}/F_{PME}=2,07$ , **Figure 22**).

### 3.3 Modèle de production structuré par âge (ASPM)

#### 3.3.1 Méthodes

Un modèle de production structuré par âge, état-espace (ASPM; Porch *et al.* 2005) a été appliqué au stock de requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est afin de fournir un contraste avec le modèle BSP. Les dynamiques du modèle sont structurées par âge, incorporant des paramètres spécifiques de l'âge pour la survie, la fécondité, la maturité, la croissance et la sélectivité, comme dans le modèle CFASPM décrit ci-dessus. La fonction stock-recrutement est également paramétrée en termes de taux de reproduction maximum à faible densité ( $\alpha$ ; Myers *et al.* 1999). Dans ce cas, un prior est donné au recrutement vierge ( $R_0$ ) et à la survie des nouveaux nés (âge-0) et des valeurs de  $M$  spécifiques à l'âge pour les âges 1+ sont attribuées. Les valeurs de  $M$  étaient les mêmes que celles utilisées dans l'évaluation du stock de l'Atlantique Nord-Ouest, c'est-à-dire  $M=0,10$  pour les spécimens immatures et  $M=0,2$  pour les spécimens matures. Le modèle a aussi la capacité d'envisager deux périodes : une période historique, pour laquelle les données sont rares, et qui débute lorsque les conditions vierges peuvent être postulées ; et une période moderne pour laquelle il existe plus de données. Le modèle postule un effort constant pour la période moderne, mais permet d'envisager une erreur de procédure (déviations annuelles dans l'effort de pêche). L'effort pour la période historique peut être établi à divers niveaux. Les données d'entrée biologiques, halieutiques et autres utilisées pour le stock de requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est sont énumérées au **Tableau 13**.

#### 3.3.2 Résultats

#### Requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est

Le **Tableau 14** récapitule les estimations de l'état du stock à partir de la sortie du modèle, dans laquelle la période historique s'étendait de 1926 à 1971 et la période moderne de 1972 à 2008. Le modèle a été ajusté aux captures de la période 1926-2008 et à deux indices de la période moderne : la série de CPUE palangrière française (1972-2008) et la série de CPUE palangrière espagnole (1981-2007). Une fonction de sélectivité a été dérivée des données de fréquence de taille obtenues de la flottille palangrière française, qui ont été transformées en âges à l'aide d'une courbe de croissance découlant du stock de l'Atlantique Nord-Est. Une courbe de sélectivité logistique a donc été estimée (**Figure 28**).

La raréfaction actuelle par rapport aux conditions vierges était de 6% en biomasse et de 7% en nombres (**Figure 29**). La fécondité relative actuelle du stock reproducteur ( $SSF_{2008}/SSF_{PME}$ ) n'était que de 0,09. Le taux actuel de mortalité par pêche ( $F_{2008}$ ) a été estimé à 0,09, ce qui est bien supérieur à  $F_{PME}$  (0,03), et donc  $F_{2008}/F_{PME}=3,45$ . Les trajectoires de  $SSF$  et  $F$  relatives se situaient en-dessous et au-dessus des niveaux soutenables, respectivement (**Figure 30**). L'ajustement aux captures et les indices d'abondance relative sont illustrés à la **Figure 31**.

Comme le Groupe de travail a estimé que la valeur constante élevée de  $F$ , de l'ordre de 0,08, estimée par le modèle pour la période historique n'était pas réaliste, il a été décidé d'explorer l'effet de postuler d'autres niveaux de  $F$  sur les résultats. Deux scénarios ont été réalisés, l'un avec une  $F=50\%$  de la valeur estimée dans le scénario original et l'un avec  $F=0$ . L'état du stock s'est amélioré ( $SSF_{2008}/SSF_{PME}=0,21$  et  $0,43$ , respectivement) et le niveau de surpêche a chuté ( $F_{2008}/F_{PME}=2,54$  et  $3,32$ , respectivement) (**Tableau 14**).

### **3.4 Modèle d'évaluation structuré par âge**

#### *3.4.1 Méthodes et résultats*

Le SCRS/2009/095 a évalué l'état actuel du requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Ouest à l'aide d'un modèle du cycle vital structuré par âge et par sexe sur la base d'une projection en avant, ajusté à des données de prise par taille et de capture par unité d'effort entre 1961 et 2008. Quatre variantes du modèle de population ont été présentées, toutes étant différentes dans leur productivité postulée. La taille de la population totale est actuellement estimée à environ 22% à 27% de sa taille en 1961 et à environ 95% à 103% de sa taille en 2001. Le nombre estimé de femelles matures en 2009 se situe entre 11.000 et 14.000 spécimens, ou 12% à 16% de son niveau de 1961 et 83% à 103% de sa valeur de 2001. Toutes les analyses ont indiqué que ce stock de requin taupe commun peut se rétablir à des mortalités par pêche inférieures à 4% de la biomasse vulnérable. Dans le cadre du modèle de faible productivité, il est prévu que le rétablissement à  $SSN_{PME}$  prenne plus de 100 ans à des taux d'exploitation de 4% de la biomasse vulnérable. Tous les autres modèles prédisaient des périodes de rétablissement à  $SSN_{PME}$  de l'ordre de décennies.

Les implications des schémas de sélectivité à la partie supérieure plane ont été explorées pendant la réunion. L'ajustement du modèle de sélectivité à la partie supérieure plane était considérablement pire (valeur de la fonction objective de 16.277 par opposition à l'originale de 13.212), avec des valeurs extrêmes de résidus en proportions par taille, ce qui indique que le modèle ne convenait pas. Même si les estimations de la mortalité par pêche résultantes ont été réduites de moitié et la biomasse pêchable a été doublée, tous les points de référence de la mortalité par pêche ont été réduits en conséquence, ce qui a produit peu de changement net dans la trajectoire ou le temps de rétablissement.

### **3.5 Gadget**

#### *3.5.1 Méthodes*

La mise en oeuvre d'un Gadget (*Globally applicable Area Disaggregated General Ecosystem Toolbox*, Begley 2003, <http://www.hafro.is/gadget>) pour le requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est a été présentée (SCRS/2009/071) et actualisée avec les nouvelles données de capture et de CPUE rendues disponibles pendant la réunion. Gadget fournit un outil flexible et puissant pour créer des modèles d'écosystèmes. Il peut être ajusté pour divers postulats liés aux pêcheries, à la structure du stock et aux paramètres du cycle vital et en utilisant les données sur la capture et l'abondance relative (qui peut être la biomasse basée sur l'âge ou la taille), le marquage et les contenus stomacaux. Un modèle à stock unique, zone et flottille, structuré par âge et par taille a été élaboré, lequel peut désormais être utilisé pour des projections en avant selon différents scénarios de gestion. Gadget peut être éventuellement utilisé pour évaluer la valeur de collecter des informations supplémentaires sur les pêcheries et la biologie et avoir recours à des mesures de gestion et des méthodes d'évaluation alternatives, du fait notamment qu'il permettra de représenter la structure spatiale. Il est prévu de l'utiliser à l'avenir pour évaluer les méthodes d'évaluation de stocks, comme le BSP et ASPM. En outre, pour les espèces comme le requin taupe commun où peu de données sont disponibles et où il règne une grande incertitude, Gadget peut aider dans le développement d'une gestion de précaution en évaluant les mesures alternatives, telles que les limites de taille et les restrictions spatio-temporelles, et contribuer à la conception de projets de recherche destinés à améliorer nos connaissances sur le requin taupe commun et les pêcheries dans lesquelles il sont capturés.

## **4. Projections**

### **4.1 Modèle de Production Excédentaire Bayésien**

#### *Requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est*

Les cinq sorties du modèle BPS les plus crédibles pour le requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est ont été utilisées pour créer des trajectoires projetées de l'abondance pour une gamme de stratégies de gestion des taux de

prise constante et de ponction constante. La biomasse escomptée résultante par rapport à  $B_{PME}$ , la probabilité que la biomasse se situera au-dessus de  $B_{PME}$ , la probabilité que la biomasse sera au-dessus de la biomasse actuelle et la médiane du nombre d'années pour le rétablissement (**Tableau 15**, **Figure 32**) varient entre les modèles. Avec le TAC actuel de 436 t, la population demeurera vraisemblablement assez stable selon la plupart des modèles. Des réductions de la mortalité par pêche sont nécessaires pour permettre à la population de se rétablir, et le rétablissement prendra plusieurs décennies selon la plupart des modèles (**Tableau 16**).

#### 4.2 Analyse de la production par recrue

L'analyse du BSP se concentre sur la prise totale admissible. Toutefois, comme il a été noté ci-dessus, l'élaboration d'une gestion de précaution passe également par l'évaluation de mesures alternatives, telles que les limites de taille et les restrictions destinées à améliorer le schéma de sélection dans les pêcheries. C'est pourquoi, une analyse de la production par recrue utilisant FLR ([www.flr-project.org](http://www.flr-project.org)) a été réalisée.

Les effets de différents schémas de sélection sur le stock de requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est ont été évalués à la **Figure 33**. Celle-ci illustre quatre schémas de sélection correspondant à des courbes à la partie supérieure plane et en cloche (lignes épaisses et fines, respectivement) et avec une sélectivité maximum à l'âge 5 ou 13 (rouge et bleu, respectivement). L'âge 13 correspond à l'âge à la maturité des femelles et à la longueur maximum actuelle au débarquement (MLL) de 210 cm longueur à la fourche. Les paramètres du cycle vital ont été obtenus de la mise en œuvre de Gadget.

L'analyse montre qu'aussi bien la taille que la production potentielles du stock sont accrues si la mortalité par pêche des poissons immatures (bleu) est réduite.

A la **Figure 34**, la mortalité par pêche sur les spécimens supérieurs au MLL est réduite à 0.

Le **Tableau 17** illustre la mortalité par pêche, la production, la biomasse et la SSB par rapport à celle qui est atteinte au niveau d'effort correspondant au niveau de  $F_{0,1}$  pour un schéma de sélection à la partie supérieure plane, avec une sélection maximum à l'âge 3. La différence due au MLL, telle qu'elle apparaît également en comparant les **Figures 33** et **34**, réside dans le fait que les niveaux de stock sont améliorés aux dépens de la production.

### 5. Recommandations sur la recherche

Le Groupe a examiné l'importance de développer des projets de recherche au niveau régional (stock), lesquels augmenteront rapidement les connaissances dont nous disposons sur le requin taupe commun :

- Les scientifiques ont été exhortés à étudier les aspects techniques et opérationnels des flottilles qui pourraient réduire les prises accidentelles de requins et/ou maximiser l'opportunité de rejets à l'eau de spécimens vivants.
- Elaborer de meilleures estimations des rejets au sein des pêcheries en haute mer et du plateau et lancer des études visant à mesurer la survie post-remise à l'eau.
- Programmes d'observateurs visant à recueillir des données de meilleure résolution sur les taux de capture pour les flottilles qui effectuent très vraisemblablement des prises accessoires de requin taupe commun, y compris à partir des programmes d'observateurs existants sur les mammifères marins.
- Mieux appréhender la dynamique du requin taupe commun dans l'hémisphère Sud conjointement avec d'autres ORGP, y compris CTOI, CCSBT et IATTC, afin de rassembler de meilleures données sur la capture, la distribution, la CPUE commerciale et la structure du stock.
- Etant donné que l'identité des stocks pour les stocks de l'Atlantique Sud ne ressort pas clairement, il est nécessaire de réaliser de nouvelles études (y compris des études génétiques ainsi que des études sur le cycle vital et le marquage) afin de disposer de meilleures informations sur les unités de stocks dans l'hémisphère Sud.
- Même si la structure des stocks dans l'Atlantique Nord est mieux appréhendée, un besoin de recherches spécifiques se fait ressentir, par exemple pour mieux comprendre l'affinité des captures au large de

l'Irlande et les échanges potentiels entre le requin taupe commun de l'Afrique du N-O et de la Méditerranée.

- Il est nécessaire de mieux comprendre les déplacements verticaux et migratoires du requin taupe commun dans les principales zones de sa distribution afin de mieux comprendre les interactions potentielles entre les populations et les activités de pêche.
- Le requin taupe commun pourrait s'associer à des caractéristiques hydrographiques (ou comme un effet indirect de son association avec sa proie principale). Une meilleure compréhension de la distribution spatio-temporelle du requin taupe commun par rapport à ces caractéristiques environnementales/écosystémiques (structure de la population comprise) pourrait faciliter notre appréhension des tendances des captures et de la CPUE.
- Une gestion spatiale du requin taupe commun a été établie dans les eaux canadiennes. Une meilleure connaissance de la distribution et de la fidélité aux principaux habitats du requin taupe commun (y compris les zones de mise bas et de nourricerie, et lieux abritant une forte proportion de femelles matures) faciliterait une utilisation plus répandue de la gestion spatiale.
- Le fait d'avoir besoin de données dépendant des pêcheries pour les évaluations pose problème, en ce sens que ces données ne sont pas nécessairement informatives. Des enquêtes indépendantes des pêcheries sont requises pour le requin taupe commun dans les principales zones du stock.
- Il se pourrait que davantage d'informations historiques sur les données de prise et d'effort soient disponibles et elles devraient faire l'objet de recherches. En l'absence de données d'effort historiques, les estimations de la taille de la flottille pourraient fournir un substitut utile.
- Etant donné que le requin taupe commun constitue un stock pélagique clef dans les écosystèmes du plateau continental ainsi qu'en haute mer, l'ICCAT et les ORGP (p.ex. NAFO, CIEM) devraient continuer à coopérer en développant des évaluations et des mesures de gestion pour cette espèce.

## 6. Recommandations de gestion

Des mesures de gestion de précaution devraient être envisagées pour les stocks faisant l'objet de la plus grande vulnérabilité biologique et suscitant les plus grandes inquiétudes en matière de conservation, et pour lesquels on dispose de très peu de données. Le requin taupe commun est connu pour sa susceptibilité à la surpêche.

Sachant que le requin taupe commun est essentiellement une espèce du plateau continental, des mesures de gestion devraient être harmonisées entre toutes les ORGP pertinentes, et l'ICCAT devrait assurer la communication appropriée.

### *Atlantique Sud*

Les données pour le requin taupe commun de l'hémisphère Sud sont trop limitées pour fournir une indication solide de l'état du/es stock(s). Les données limitées indiquent une chute de la CPUE de la flottille uruguayenne, ce qui suggère une baisse potentielle de l'abondance du requin taupe commun dans l'Atlantique Sud-Ouest à des niveaux inférieurs à la PME. Les résultats des deux approches de modélisation appliquées au stock de l'Atlantique Sud-Ouest (BSP et CFASPM) ont coïncidé en ce qu'ils ont estimé des niveaux d'épuisement en-deçà de la PME et des taux de mortalité par pêche en-dessus de ceux qui permettraient d'atteindre la PME. Mais les données de capture et autres données sont en général trop limitées pour permettre de définir des niveaux de ponction soutenables. La reconstruction des captures indique que les débarquements déclarés sous-estiment nettement les débarquements réels.

Les informations et les données sur le requin taupe commun de l'Atlantique Sud-Est sont trop limitées pour évaluer leur situation. Les schémas disponibles des taux de capture suggèrent une stabilité depuis le début des années 1990. Cette tendance ne peut pas être observée dans un contexte à plus long terme et ils ne sont donc pas informatifs sur les niveaux actuels par rapport à la  $B_{PME}$ .

Compte tenu de l'historique de raréfaction dans l'Atlantique Nord, de la suggestion d'une baisse à des niveaux inférieurs à la PME dans l'Atlantique Sud-Ouest et de l'absence de données de prise et d'effort de base de toutes les flottilles qui affectent le stock (y compris les flottilles qui ne relèvent pas de l'ICCAT), la Commission

devrait envisager d'adopter des mesures de précaution, y compris en contraignant les pêcheries qui affectent le(s) stock(s) à ne réaliser que des prises accessoires et/ou en limitant les activités de pêche dans les zones connues pour abriter une forte abondance d'étapes importantes dans le cycle vital (p.ex. zones d'accouplement, de mise bas et de nourricerie). D'autres flottilles (nationales) devraient déclarer les données de prise et d'effort conformément à la Résolution 07-06.

La distribution du/es stock(s) de l'Atlantique Sud s'étend à d'autres bassins océaniques, ce qui souligne la nécessité d'harmoniser la collecte des données biologiques et relatives aux pêcheries, ainsi que la gestion avec d'autres ORGP.

### *Atlantique Nord-Est*

Le stock de l'Atlantique Nord-Est détient le plus long historique d'exploitation commerciale. L'absence de données de CPUE pour la période de pointe de la pêche ajoute une incertitude considérable dans l'identification de l'état actuel par rapport à la biomasse vierge. Des évaluations exploratoires indiquent que la biomasse actuelle est en-dessous de  $B_{PME}$  et que la mortalité par pêche récente est proche ou possible en-dessus de  $F_{PME}$ .

Le CIEM estime que le stock est épuisé, notamment dans les parties septentrionales de la zone du CIEM. Le CIEM a suggéré que le stock était encore épuisé et que les pêcheries situées dans les parties septentrionales de la zone du stock n'avaient pas repris leurs activités depuis le pic de cette pêcherie. Les pêcheries situées dans la partie méridionale de la zone du stock continuent à opérer à de faibles niveaux, certains éléments indiquant une chute de la CPUE dans le temps. Les données de CPUE pour le pic de la pêcherie n'étaient pas disponibles et ne reflètent donc pas les tendances à plus long terme.

Les évaluations réalisées à la présente réunion appuient l'opinion antérieure du CIEM selon laquelle il y a épuisement du stock.

Le CIEM (2008) recommandait qu'en l'absence d'une évaluation quantitative, *compte tenu de l'état du stock, on ne devrait permettre aucune pêche dirigée sur le requin taupe commun et que les prises accessoires devraient être limitées et les débarquements de requin taupe commun ne devraient pas être permis.*

Les mesures de gestion existantes de la CE dans l'Atlantique Nord-Est prévoient un TAC. Les débarquements déclarés en 2008 étaient inférieurs au TAC. En 2009, une longueur maximum au débarquement (210 cm longueur à la fourche) a été introduite afin de décourager les pêcheries de cibler les femelles matures.

Compte tenu de l'épuisement du stock, sa faible productivité et l'incertitude planant sur l'évaluation, des mesures de gestion conservatrices sont indiquées dans le cadre d'une approche de précaution. La Commission devrait envisager d'adopter des TAC qui permettent une haute probabilité de rétablissement du stock. En outre, la Commission devrait envisager de limiter les activités de pêche dans les zones connues pour abriter une forte abondance d'étapes importantes dans le cycle vital (p.ex. zones d'accouplement, de mise bas et de nourricerie). Les pays et les ORGP devraient envisager d'adopter de nouvelles mesures de gestion visant à réduire la mortalité par pêche (p.ex. la CE a introduit des restrictions de taille).

Les pêcheries hauturières ne devraient pas cibler le requin taupe commun et toutes les prises accessoires devraient être déclarées. Compte tenu de leur plus faible abondance en haute mer, la collecte et la déclaration des données de prises accessoires nécessiteraient un échantillonnage par des observateurs scientifiques avec un haut niveau de couverture. Un effort accru exercé en haute mer dans la zone du stock pourrait compromettre les efforts de rétablissement du stock.

On estime que le rétablissement de ce stock avec une mortalité de pêche nulle prendrait environ 15-34 ans (**Tableau 15**). Des réductions soutenues de la mortalité par pêche seraient nécessaires si l'on veut que le stock se rétablisse (**Tableau 16**).

Le TAC actuel (436 t) pourrait permettre au stock de demeurer stable, à son niveau actuel d'épuisement de la biomasse, selon les scénarios du modèle les plus crédibles. Les prises proches du TAC actuel (p.ex. 400 t) impliquent des niveaux de capture qui pourraient permettre le rétablissement à  $B_{PME}$  selon certains scénarios du modèle, mais avec un niveau élevé d'incertitude et sur une échelle temporelle de 60 (40-124) ans.

Des prises constantes de 200 t ou moins entraîneraient des plus fortes probabilités de rétablissement à  $B_{PME}$  en 25-50 ans selon pratiquement tous les scénarios du modèle.

Compte tenu de l'incertitude planant sur l'évaluation et de la faible productivité du stock, toutes les pêcheries devraient être suivies de près et évaluées à de fréquents intervalles.

### *Atlantique Nord-Ouest*

Les scientifiques canadiens ont actualisé leur évaluation du stock de requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Ouest. Cette évaluation indique que la biomasse est épuisée, se situant bien en-dessous de  $B_{PME}$ , bien que la récente mortalité par pêche soit également en-deçà de  $F_{PME}$ . La biomasse récente semble en hausse. Un régime de ponction prudent (TAC de 185 t par rapport à la PME de 250 t ; fermeture des zones d'accouplement aux pêcheries cibles) est désormais en place dans la ZEE canadienne. Malgré cela, on projette que le rétablissement du stock prendre des décennies en raison de la faible productivité de cette espèce.

Les nouvelles modélisations réalisées par le Groupe de travail à l'aide d'une approche de production excédentaire ont signalé une opinion similaire de l'état du stock, c'est-à-dire un épuisement à des niveaux en-dessous de  $B_{PME}$  et des taux de mortalité par pêche également en-dessous de  $F_{PME}$ .

La réussite du programme de rétablissement canadien dépend de la déclaration adéquate de toutes les captures, y compris celles réalisées par les flottilles hauturières. Les prises à l'intérieur de la ZEE canadienne semblent être bien déclarées. Toutefois, les quantités de requin taupe commun capturées par les flottilles palangrières hauturières ne ressortent pas clairement, car il existe une vaste non-déclaration et une déclaration générique des captures.

On a reconstruit les estimations de prises potentielles de requin taupe commun réalisées par des flottilles palangrières hauturières qui pêchaient dans des zones connues pour être peuplées de requins taupes communs, en se fondant sur des ratios observés de capture de requin taupe commun par rapport aux captures de thonidés et d'espadon. Pour l'Atlantique Nord-Ouest, cette reconstruction indique que les prises palangrières hauturières de requin taupe commun non déclarées constituent une proportion mineure des prises totales déclarées historiquement et que les prises ont été encore plus faibles ces dernières années.

L'inclusion de prises hauturières reconstruites dans l'évaluation n'a pas affecté de manière significative les résultats. Les futures évaluations devraient couvrir l'ensemble de la zone du stock. Comme les prises hauturières sont actuellement faibles par rapport au total des prises déclarées, l'inclusion des prises reconstruites ne devrait pas modifier de manière sensible les niveaux de capture requis pour parvenir aux objectifs de conservation inscrits dans le plan de gestion canadien.

Les Etats-Unis ont adopté des plans de gestion visant à réduire la mortalité par pêche du requin taupe commun, en appui aux plans de gestion introduits dans les eaux canadiennes, incluant un TAC de 1,7 t en poids manipulé (2008).

La Commission devrait adopter des mesures de gestion qui appuient les objectifs de rétablissement du plan de gestion canadien. Les pêcheries hauturières ne devraient pas cibler le requin taupe commun et toutes les prises accessoires devraient être déclarées. Compte tenu de leur plus faible abondance en haute mer, la collecte et la déclaration des données de prises accessoires nécessiteraient un échantillonnage par des observateurs scientifiques avec un haut niveau de couverture.

Les zones connues pour abriter une forte abondance d'étapes importantes dans le cycle vital (p.ex. zones d'accouplement, mise bas et de nourricerie) devraient faire l'objet de restrictions à la pêche. Ces zones ne se trouvent pas exclusivement dans la ZEE canadienne.

Un effort accru exercé en haute mer dans la zone du stock pourrait compromettre les efforts de rétablissement du stock.

## **7. Résumé exécutif sur le requin taupe commun**

Le Groupe a décidé d'achever et d'approuver le résumé exécutif sur le requin taupe commun pendant la réunion du groupe d'espèce au mois de septembre.

## 8. Autres questions

Aucune autre question n'a été discutée.

## 9. Adoption du rapport et clôture

Le rapport a été adopté par correspondance. Les Présidents ont remercié les participants pour les travaux réalisés pendant la réunion. La réunion a été levée.

## Références

- Anon. 2005, Report of the 2004 Inter-sessional Meeting of the ICCAT Sub-Committee on By-catches: Shark Stock Assessment. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(3): 799-890.
- Anon. 2009, Report of the 2008 Shark Stock Assessments Meeting (Madrid, Spain, September 1 to 5, 2008). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(5): 1343-1491.
- de la Serna, J.M. and Godoy Garrido, D. 2009, Marcado de túnidos y especies afines durante el desarrollo del campeonato "Desafía Mediterráneo" de capture, marcado y suelta organizado por la Confederación mediterránea de pesca recreativa responsable en cooperación con el Instituto Español de Oceanografía. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(7): 2699-2704.
- Gibson, A.J.F. and Campana, S.E. 2005, Status and Recovery Potential of Porbeagle Shark in the Northwest Atlantic. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/053.
- Matsumoto, T. 2006, Report of the Observer Program for the Japanese tuna longline fishery in the Atlantic Ocean from August 2004 to January 2005. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 59(2): 663-681.
- Matsushita, Y. and Mastunaga, H. 2002, Species composition and CPUE of pelagic sharks observed by Japanese observers for tuna longline fisheries in the Atlantic Ocean. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(4): 1371-1380.
- Myers, R.A., Bowen, K.G. and Barrowman, N.J. 1999, Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. Can J. Fish. Aquat. Sci 56(12): 2404-2419.
- Porch, C.E., Eklund, A.M., Scott, G.P. 2006, A catch-free stock assessment model with application to goliath grouper (*Epinephelus itajara*) off southern Florida. Fish. Bull. 104: 89-101.

# INFORME DE LA REUNIÓN DE EVALUACIÓN DEL STOCK DE MARRAJO SARDINERO DE 2009

(Copenhague, Dinamarca, 22 a 27 de junio de 2009)

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

La reunión fue inaugurada por el Dr. Jim Ellis y el Dr. Andrés Domingo, y los Presidentes dieron la bienvenida a los participantes en el Grupo de trabajo. Helle Gjeding Jørgensen dio la bienvenida a los participantes en nombre de la Secretaría del ICES y Laurence Kell, en nombre de ICCAT, dio las gracias al ICES por acoger esta reunión conjunta ICES/ICCAT. Los presidentes resumieron los términos de referencia de la reunión y presentaron los antecedentes del proceso. Tras inaugurar la reunión, se revisó y adoptó el Orden del día (**Apéndice 1**). La lista de participantes se incluye en el **Apéndice 2**. La lista de los documentos presentados a la reunión se adjunta como **Apéndice 3**.

Los siguientes participantes actuaron como relatores para las diversas secciones del informe.

<i>Sección</i>	<i>Relatores</i>
1	L. Kell
2	S. Campana, S. McCully, S. Fowler, E. Cortés
3	E. Cortés, E. Babcock, S. Campana, L. Kell
4	G. Scott
5, 6, 8	J. Ellis y A. Domingo
7	V. Restrepo

## 2. Actualización de datos para la evaluación

### 2.1 Estructura de stock y parámetros del ciclo vital

El tema de estructura de stock y parámetros de ciclo vital fue abordado en los siguientes documentos presentados: SCRS/2009/188, SCRS/2009/089; SCRS/2009/090; SCRS/2009/092; SCRS/2009/094. Algunos de estos documentos presentaban también información biológica o estudios genéticos y de marcado y se describen a este respecto en secciones posteriores de este informe.

El SCRS/2009/188 actualizaba algunos resultados preliminares de la Serna y Godoy Garrido (2009), presentando información actualizada sobre la pesquería francesa dirigida al marrajo sardinero. Presentaba parámetros biológicos, incluyendo proporción de sexos, composición de la captura, talla de madurez, composición de la dieta, nivel trófico y curvas de crecimiento de marrajos sardineros capturados en el Golfo de Vizcaya y el mar Céltico. Las diferencias en los parámetros de crecimiento observadas entre este estudio y el comunicado para el Atlántico noroeste respaldan la hipótesis de dos stocks separados en el Atlántico norte.

El SCRS/2009/089 presentaba datos nuevos sobre la composición de tallas, la proporción de sexos y la distribución del marrajo sardinero, recopilados por el programa de observadores de la flota uruguaya de palangre pelágico. Se facilitan los datos sobre la talla de madurez de los machos (longitud a la horquilla frente a longitud del clasper), y se describe una posible zona de cría en mar abierto en aguas de Uruguay y sur de Brasil donde se capturaron marrajos sardineros de 67-119 cm de longitud a la horquilla en el verano de 2009.

El SCRS/2009/090 presentaba datos sobre la estructura genética del marrajo sardinero en el Atlántico basándose en el análisis del ADN mitocondrial de 53 ejemplares tanto del Atlántico norte (41°38'-41°50'N, 55°16'-55°74'W, n = 4) como del Atlántico sur (39°26'-43°41'S, 00°05'-26°59'E, n = 49). Estos datos respaldan la opinión actual de un flujo restringido de genes entre las poblaciones del Atlántico norte y sur. Aunque este estudio sugería que la población del Atlántico sur podría dividirse en más de una subpoblación, los datos eran insuficientes y es necesario realizar más investigaciones para examinar la estructura de los stocks del hemisferio Sur.

El SCRS/2009/092 se presentó al Grupo de trabajo como un “informe nacional sobre el marrajo sardinero” para resumir las pesquerías españolas más importantes dentro de las zonas de Convenio de ICCAT, ICES y NAFO, donde el impacto potencial sobre el marrajo sardinero podría preverse basándose en el rango de distribución de esta especie y su solapamiento geográfico con las áreas de actividad de alguna de estas flotas. España no ha



desarrollado ninguna pesquería dirigida a esta especie. El marrajo sardinero es una captura fortuita muy rara en las pesquerías de España en ICES y NAFO y el nivel de su posible captura fortuita debería considerarse nulo o insignificante. Además, el palangre de superficie español que se dirige al pez espada (*Xiphias gladius*) dentro de la zona del Convenio de ICCAT ha capturado de forma esporádica marrajo sardinero como una captura fortuita poco dominante en las zonas del Atlántico norte y sur, y las dos especies de tiburón más dominantes eran la tintorera (*Prionace glauca*) y, en menor medida, el marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*). El documento resume algunas de las referencias científicas antiguas y recientes de esta flota española en la que se ha incluido información sobre marrajo sardinero desde mediados de los años ochenta del siglo pasado acerca de las áreas de actividad, nivel de capturas, tasas de captura, talla, relaciones talla-peso, distribución de sexos por talla, prevalencia relativa, etc., así como estimaciones de captura recientes y tendencias de CPUE estandarizada. El documento resume también otros documentos presentados al Grupo de trabajo (SCRS/2009/053, SCRS/2009/062 y SCRS/2009/087).

El documento SCRS/2009/094 presentaba información sobre rutas migratorias, posibles zonas de cría, comportamiento natatorio, y asociaciones medioambientales en el Atlántico noroeste. Se colocaron marcas archivo pop-up por satélite en 20 marrajos sardineros en noviembre de 2006. Los tiburones, diez machos y diez hembras, oscilaban entre 128 y 154 cm de longitud a la horquilla y fueron marcados y liberados desde un palangrero comercial que pescaba en límite noroccidental del Georges Bank, aproximadamente a 150 km al Este de Cabo Cod, MA. Basándose en las geoposiciones conocidas y derivadas, los marrajos sardineros presentaban movimientos horizontales y verticales amplios dependientes de la temporada que oscilaban entre 77-870 km y desde la superficie hasta 1300 m de profundidad, respectivamente. Todos los tiburones permanecieron en el Atlántico noroccidental, desde el Golfo de San Lorenzo y la costa de Nueva Escocia hasta el Georges Bank y desde las aguas de la plataforma continental y oceánicas hasta el sur en Carolina del Norte. En general, la población parecía contraerse durante el verano y el otoño, con una expansión más amplia durante el invierno y la primavera. Aunque los tiburones se movían en temperaturas que oscilan entre los 2 y los 26°C, la mayoría del tiempo (76%) la pasaron en aguas entre 8 y 16°C. En los meses de primavera y verano, los tiburones eran epipelágicos, nadando en los 200 m superiores de la columna de agua. A finales de otoño e invierno, algunos de los marrajos sardineros (n = 10) se trasladaron a profundidades mesopelágicas (200-1000 m). Los registros de temperatura indican que estos peces estaban probablemente asociados con la Corriente del Golfo. Dado que ninguno de estos peces se trasladó hacia el Atlántico noreste, este documento respalda también la hipótesis de dos stocks para el Atlántico norte.

## 2.2 Definición de stock

La **Figura 1** muestra mapas del Atlántico norte, con los límites de ICCAT, NAFO e ICES. La **Figura 2** muestra la distribución del marrajo sardinero en el Atlántico y otros océanos.

### 2.2.1 Marrajo sardinero del Atlántico noroccidental

Los marrajos sardineros del Atlántico noroccidental están bastante concentrados en aguas de la plataforma continental de América del Norte o adyacentes. Los datos de observadores de las flotas canadienses, estadounidense, española e islandesa indican que los marrajos sardineros se encuentran en aguas de alta mar de todo el Atlántico norte, al Norte de 35°N, pero que la CPUE de alta mar es relativamente baja. Los datos de marcado convencional (~200 recapturas de tres estudios diferentes) indican que los marrajos sardineros del Atlántico noroccidental son altamente migratorios dentro de su área de stock, pero no emprenden migraciones transatlánticas. Los resultados de marcado por satélite más reciente refuerzan esta conclusión. Por lo tanto, el subgrupo de ICCAT concluye que existe un único stock de marrajo sardinero en el Atlántico noroccidental al Norte de 35°N y al Oeste de 42°W, que corresponde aproximadamente a la región de ICCAT BIL94a y a las áreas de NAFO 0-6.

### 2.2.2 Marrajo sardinero del Atlántico nororiental

El Subgrupo de ICCAT consideró que existe un único stock de marrajo sardinero en el Atlántico nororiental que ocupa toda la zona del ICES (subáreas I-XIV). Este stock se extiende desde el mar de Barents hasta África noroccidental. A efectos de ordenación, el límite meridional de este stock es 36°N y el límite occidental 42°W. Dado que la abundancia de marrajo sardinero en el Atlántico central parece ser poca, la región de ICCAT BIL94b es una aproximación razonable de la zona del stock de marrajo sardinero del Atlántico nororiental. Los estudios históricos de marcado y los estudios recientes de marcado por satélite indican que pocos marrajos sardineros hacen cruces transatlánticos, si es que alguno los hace.

### *2.2.3 Marrajo sardinero del Atlántico sudoccidental*

Se consideró la distribución del stock de marrajo sardinero en el Atlántico sudoccidental, al Sur de 25°S y Oeste de 20°W. Se sugirió que aparentemente comprendía aguas del océano Pacífico sudoriental, pero son necesarios datos más robustos para confirmar este hecho, que tendría implicaciones directas en la ordenación de este stock.

### *2.2.4 Marrajo sardinero del Atlántico sudoriental*

Se consideró la distribución del stock de marrajo sardinero en el Atlántico sudoriental, al Sur de 25°S y al Este de 20°W. Se sugirió que podría comprender aguas del océano Índico sudoccidental pero son necesarios datos más robustos para confirmar este hecho, que tendría implicaciones directas en la ordenación de este stock.

### *2.2.5 Información de otras publicaciones*

Matsushita y Matsunaga (2002) y Matsumoto (2006) aportaban información sobre la distribución en el hemisferio Norte y las capturas en alta mar.

## **2.3 Resumen de los parámetros del ciclo vital**

Los parámetros del ciclo vital del marrajo sardinero son razonablemente bien conocidos para los stocks del Atlántico noroccidental y el Pacífico sur, y se dispone de menos información para el stock del Atlántico nororiental y aún menos para los del Atlántico sur. Algunos parámetros biológicos (por ejemplo el crecimiento) difieren marcadamente entre el Atlántico noroccidental y el Pacífico sur, lo que indica que al menos algunos de los parámetros no son universales entre stocks, aunque otros parámetros (por ejemplo, fecundidad) son similares. La información disponible sobre el ciclo vital está resumida en la **Tabla 1**.

La información disponible sugiere que las características del ciclo vital del marrajo sardinero del Atlántico nororiental son un poco similares a las del Atlántico noroccidental, aunque las tasas de crecimiento en el Atlántico nororiental son menores que las del Atlántico noroccidental. No se dispone prácticamente de información sobre el marrajo sardinero del Atlántico sur. Sin embargo, dado que la distribución del marrajo sardinero en el Atlántico sur parece ser continua alrededor del extremo de América del Sur y de África del sur, parece probable que los parámetros del Atlántico sur sean más similares a los del Pacífico sur que a los del Atlántico norte.

## **2.4 Estimaciones de captura**

### *2.4.1 Visión global de los desembarques nacionales*

Se revisaron los informes de captura disponibles que se encuentran en la base de datos de Tarea I de ICCAT (a 12 de junio de 2009, **Tabla 2, Figura 3**) y se descubrió que en general eran incompletos, especialmente para las pesquerías del Atlántico sur. La información existente en varias fuentes de literatura y facilitada por los científicos nacionales que asistieron a la reunión se comparó con los informes de Tarea I y se incorporó en una recopilación de captura con el objetivo de realizar la evaluación. Los esfuerzos para estimar las capturas de las flotas de palangre que no comunican datos se llevaron a cabo utilizando datos de observadores cuando se disponía de ellos. El enfoque utilizado se discute más en profundidad en los párrafos siguientes.

El Grupo de trabajo consideró la separación de los stocks de marrajo sardinero del Noreste y Noroeste a 40°W longitud y la separación de los stocks del Sureste y Suroeste a 20°W longitud. Las capturas declaradas y estimadas para la flota española de palangre en el SCRS/2009/087 representaban una serie temporal de 1950-2008 de las estimaciones de captura de marrajo sardinero en el hemisferio septentrional para esta flota. Estas estimaciones se dividieron entre las zonas de los stocks del Noreste y Noroeste en proporción a la distribución de anzuelos pescados por la flota española basándose en la base de datos de series temporales de anzuelos que se mantiene en ICCAT, y que proporciona el esfuerzo estimado nominal de palangre (anzuelos pescados) en lapsos mensuales y una resolución espacial de 5x5. Para las capturas declaradas por otras flotas que comunicaron algunas capturas de la zona de pesca del Atlántico noroccidental central en la Tarea I se hizo una partición similar.

#### 2.4.2 Información sobre descartes

No se disponía de datos suficientes, y aunque el marrajo sardinero es una especie de gran valor, es poco probable que se descarte un gran número de peces. No se conoce la supervivencia al descarte ni para el marrajo sardinero capturado con palangre (que podría ser elevada), ni para el marrajo sardinero capturado en otras pesquerías de la plataforma continental.

#### 2.4.3 Calidad de los datos de captura

Se consideraba que los datos de captura eran relativamente completos para el Atlántico noroccidental, aunque se indicó que, para algunas flotas de altura, los desembarques son estimados. Aunque existe una larga serie temporal de datos de desembarque en el Atlántico nororiental, algunos Estados europeos tienen registros incompletos del marrajo sardinero (o han sido declarados como tiburones genéricos). Aunque los datos de captura para este stock son considerados subestimaciones, son en su mayoría de naciones que capturan pequeñas cantidades y sí se dispone de datos de las principales naciones pesqueras.

Los datos de captura para los stocks del Atlántico sur son incompletos, ya que el(los) stock(s) podría(n) extenderse hasta el Pacífico sudoriental y el Índico sudoccidental.

#### 2.4.4 Visión global de los datos que faltan y de los métodos para estimar las capturas

El SCRS/2009/062 presentaba una perspectiva global de las estadísticas recientes de la FAO para el marrajo sardinero y examinaba su relación con la captura comunicada del marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*), estableciendo una proporción entre las dos. Los datos sugieren que podrían existir algunas incoherencias entre las estadísticas declaradas para las dos especies a lo largo de la serie temporal, resaltando la necesidad de mantener una estrecha coordinación entre las OROP y la FAO y de establecer programas destinados a la difusión de información específica dirigida a los diferentes países con el fin de mejorar las estadísticas de estas especies.

El SCRS/2009/087 presentaba la serie de captura histórica del marrajo sardinero de la flota de palangre de superficie española que se dirige al pez espada en el Atlántico norte para el periodo 1950-2008, reconstruida utilizando diversas fuentes de información, como estudios previos de los autores y datos de la Tarea I disponibles en la base de datos de ICCAT, y considerando siempre la ratio entre el marrajo sardinero y la especie objetivo. Entre 1950 y 1989 se observó una tendencia creciente. Posteriormente, se ha producido una tendencia descendente con fuertes variaciones de año en año hasta el final del periodo.

Las estimaciones de la posible captura de marrajo sardinero por parte de diversas flotas de palangre que pescaban en zonas donde se sabe que hay presencia de marrajo sardinero se basaban en la captura observada del marrajo sardinero en relación con la captura de túnidos y pez espada, siguiendo enfoques adoptados previamente para estimar las capturas de tintorera y marrajo dientuso de flotas de palangre que no comunican datos (véase por ejemplo el Informe de la reunión de evaluación de tiburones de 2008 (Anón. 2009)). La **Figura 4** presenta una perspectiva global de la distribución global del esfuerzo de palangre comparada con la distribución del marrajo sardinero en el Atlántico, que indica que el solapamiento potencial se restringe por lo general a 30° o a mayores latitudes en ambos hemisferios.

El Grupo de trabajo sólo disponía de datos de observadores considerados suficientes para llevar a cabo esta estimación para las zonas de stock del Noroeste y Sudoeste. Para el Noroeste, se disponía de datos de observadores de Estados Unidos y Canadá de sus flotas nacionales y de datos de observadores canadienses de los buques japoneses que operan en la ZEE canadiense. Para el Atlántico sudoccidental, se disponía de los datos de observadores uruguayos para el análisis. Los datos de observadores islandeses procedentes de buques japoneses que operan en la ZEE de Islandia fueron facilitados también al Grupo de trabajo, pero estos datos se consideraron demasiado limitados geográficamente para poder aplicarlos a todas las flotas de palangre del Atlántico nororiental que no comunican datos. Se solicitaron los datos de observadores de otras flotas, pero no se recibieron durante la reunión.

Este método requiere los datos de observadores de la zona y pesquería en cuestión para determinar la ratio de captura subyacente, y realiza diversos supuestos. El supuesto clave es que la ratio de captura basada en los datos de observadores es aplicable a otras pesquerías, momentos y ubicaciones. Para probar este supuesto, se analizaron los datos de observadores de tres fuentes (Canadá, Estados Unidos e Islandia) en términos de capturas de marrajo sardinero en relación con las de túnidos y/o pez espada. Se hicieron mapas de las ratios resultantes en cuadrículas de 5 grados (**Figuras 5, 6 y 7**).

Los mapas observados de ratio de capturas indicaban que la abundancia relativa del marrajo sardinero en la captura tendía a ser mayor en la plataforma continental o cerca de la misma, y descendía marcadamente en alta mar. Existían diferencias significativas y a veces grandes entre las ratios de captura de las diversas pesquerías de diferentes naciones, pero la proporción relativa de marrajo sardinero en la captura de alta mar era casi siempre inferior al 2%. Basándose en estos resultados, la estimación de la captura total de marrajo sardinero (sin declarar) en las pesquerías de alta mar de naciones que no han declarado previamente capturas de marrajo sardinero, sólo puede aproximarse utilizando ratios de captura. Además, para ser útiles, las ratios de captura observadas subyacentes deben ser estructuradas espacialmente (por ejemplo mediante cuadrículas de 5 grados).

Este resultado es coherente con la creencia general acerca de la distribución de la densidad (actual) de las capturas, en la que la parte dominante de la captura procede de los caladeros de la plataforma continental y del borde de la plataforma continental aunque también se producen capturas en alta mar. En una resolución más tosca (5x5), el gradiente latitudinal no era fuerte. En el noroeste, los datos de observadores canadienses de buques japoneses mostraban la mayor cobertura geográfica y por esta razón se seleccionaron para servir de base en la estimación de la proporción entre marrajo sardinero y túnidos y pez espada en la captura, a aplicar a las capturas de las flotas de palangre que no comunican datos. En el sudoeste, se utilizaron los datos de observadores uruguayos.

La **Figura 8** muestra el patrón en la proporción de marrajo sardinero respecto a los túnidos y pez espada aplicado a las capturas de pez espada y túnidos de las flotas de palangre que no comunican datos de marrajo sardinero en las zonas del stock noroccidental y sudoccidental. En la región sudoccidental, se planteó una hipótesis, basada en las observaciones, sobre un efecto del arte (monofilamento frente a multifilamento) y de la longitud. Las **Tablas 3 y 4** y las **Figuras 9 y 10** proporcionan las capturas de marrajo sardinero estimadas mediante este método para las flotas que no comunican datos en esas regiones. Estas estimaciones tienen niveles elevados, pero no cuantificados, de incertidumbre debido a las limitadas observaciones sobre las ratios de captura entre las flotas y el tiempo, pero constituyen una base para considerar el posible impacto de estas flotas en los niveles totales de captura de marrajo sardinero en comparación con las capturas de las flotas dirigidas.

Las **Tablas 5 y 6** y las **Figuras 11 y 12** muestran los patrones de captura utilizados en la evaluación para los stocks del noreste y el noroeste respectivamente. Para el hemisferio sur, los datos declarados de captura son esporádicos, como mucho, y solo unas pocas flotas comunican información. Además, se cree que las capturas realizadas en el Pacífico sudoriental y en el Índico sudoccidental influyen en los stocks de marrajo sardinero del Atlántico sudoccidental y sudoriental respectivamente, lo que debe tenerse en cuenta en futuras evaluaciones.

#### *2.4.5 Desembarques nominales y estimados de marrajo sardinero por stock*

La **Figura 13** muestra la comparación de las recopilaciones de captura del Atlántico noroccidental realizadas en esta reunión, incluyendo las estimaciones de captura de las flotas de palangre que no comunican datos, con las presentadas en el SCRS/2009/095. Existen diferencias relativamente pequeñas en estas recopilaciones de captura que justifican más investigaciones al respecto.

La **Tabla 2** muestra los desembarques nominales de marrajo sardinero (por stock) tal y como fueron comunicados a ICCAT (hemisferios noroccidental, nororiental y sur). Estos desembarques son comparables con los datos utilizados por el Grupo de trabajo sobre elasmobranchios del ICES.

### **2.5 Tendencias en las tasas de captura**

#### *Visión global de los datos de CPUE dependientes de la pesquería*

El SCRS/2009/069 presentaba índices de abundancia relativa desarrollados para el marrajo sardinero a partir del programa de cuadernos de pesca del palangre pelágico estadounidense (1992-2008). Los índices se calcularon utilizando un enfoque delta-lognormal de dos fases que trata la proporción de lances positivos y la CPUE de las capturas positivas por separado. Se comunicaron índices estandarizados con intervalos de confianza del 95%. La serie temporal mostraba una tendencia en general descendente, que puede ser desglosada en un descenso inicial desde 1992-2001 seguido de un brusco aumento hasta 2003 y un posterior descenso hasta 2008.

El SCRS/2009/091 presentaba la CPUE estandarizada para el marrajo sardinero calculada utilizando los datos de observadores de atún rojo del Sur (SBT) de 1992-2007. La CPUE estandarizada mostraba algunas fluctuaciones pero no existía una tendencia clara. Se supone que este resultado indica que la situación del stock de marrajo

sardinero no había cambiado de forma significativa durante el periodo de investigación en esta pesquería, aunque son necesarios más estudios para respaldar este supuesto plenamente.

El SCRS/2009/093 presentaba índices estandarizados de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) del marrajo sardinero capturado por la flota de palangre uruguayo. Los índices se obtuvieron mediante modelos lineales generalizados (GLM) con un enfoque delta lognormal. Los datos en peso de los peces capturados procedían de los cuadernos de pesca de la flota de palangre uruguayo que operaba en el Atlántico sur entre 1982 y 2008. La CPUE estandarizada muestra un descenso importante en los últimos doce años, lo que podría o no ser indicativo de abundancia del stock y podría ser el resultado de cambios medioambientales, cambios en las estrategias de pesca u otro tipo de cambios.

El SCRS/2009/053 presentaba las tasas de captura estandarizadas para el marrajo sardinero del Atlántico norte capturado durante el periodo 1986-2007 como una captura fortuita poco dominante en la pesquería española de palangre de superficie que se dirige al pez espada en el Atlántico. El análisis se llevó a cabo utilizando un enfoque GLM asumiendo un error de distribución delta-lognormal y consideraba diversos factores como el estilo de palangre, trimestre, cebo y también efectos espaciales al incluir siete zonas. El caso base sugería una tendencia moderadamente descendente entre 1986 y 1996, un periodo de estabilidad hasta el año 2000 y un ligero aumento a partir de entonces. Los resultados obtenidos utilizando solo el estilo tradicional de palangre indican que la tendencia era sustancialmente estable entre 1986 y 2000. Los resultados obtenidos muestran tendencias de CPUE estandarizadas que eran muy similares para toda la serie temporal, independientemente del tipo de análisis realizado. Las estimaciones científicas de capturas anuales para el periodo 1997-2008 fueron también actualizadas. El Grupo de trabajo solicitó a los autores que realizaran ensayos adicionales restringidos a las zonas definidas 1 y 2 (Oeste) y 4 y 5 (Este) para proporcionar índices de abundancia para los stocks del Atlántico noroeste y noreste, respectivamente. Estos análisis adicionales se pusieron a disposición del grupo como Anexo 1 al SCRS/2009/053. Sin embargo, los autores expresaron cierta reserva acerca de la conveniencia de las zonas seleccionadas por el grupo para hacer un seguimiento de los “stocks” o “unidades” de marrajo sardinero del Atlántico norte teniendo en cuenta la distribución de las capturas.

La **Figura 14** muestra las tendencias de CPUE para los stocks de marrajo sardinero del Atlántico noroccidental, nororiental y sudoccidental.

#### *Disponibilidad de encuestas independientes de la pesquería*

El grupo no disponía de datos independientes de la pesquería y la falta de dichos datos significa que se depende de las tendencias dependientes de la pesquería. Los datos dependientes de la pesquería para las pesquerías que se dirigen al marrajo sardinero podrían no reflejar la abundancia global del stock y los datos dependientes de la pesquería para las pesquerías en las que el marrajo sardinero es captura fortuita podrían ser altamente variables.

### **3. Modelo de evaluación y resultados**

#### **3.1 Modelo de producción excedente Bayesiano**

##### *3.1.1 Métodos*

El documento SCRS/2009/068 aplicaba un modelo de producción excedente Bayesiano (BSP) para estimar la situación del marrajo sardinero del Atlántico noroeste y proyectar las tendencias de la población. Este modelo se utilizó en evaluaciones previas de ICCAT para la tintorera y el marrajo dientuso en 2004 y 2008 (Anón. 2005; Anón. 2009). Se desarrolló una distribución previa informativa para la tasa de aumento de la población ( $r$ ) basada en los datos demográficos. Los datos de captura y de captura por unidad de esfuerzo se tomaron de la evaluación de 2005 de Gibson y Campana. Los resultados del modelo BSP fueron más pesimistas que los resultados del modelo de evaluación estructurado por edad, porque el modelo BSP sólo se ajustó a los datos de CPUE de tiburones maduros, que habían descendido más que los tiburones inmaduros. Los autores recomendaron utilizar el modelo BSP para evaluar la situación de las poblaciones de marrajo sardinero del Atlántico nororiental y el Atlántico sur, ya que es posible desarrollar al menos un índice de abundancia de CPUE para cada población, así como una serie temporal de capturas. Si los datos de captura no están disponibles para toda la historia de la pesquería, el modelo BSP puede estimar las capturas a partir de los datos de esfuerzo del palangre en los primeros años de la pesquería.

## Marrajo sardinero del Atlántico noroccidental

Para determinar si el modelo BSP proporciona resultados similares al modelo estructurado por edad y por espacio aplicado al marrajo sardinero del Atlántico noroccidental, sería preferible poder ajustar el modelo BSP a un índice de CPUE estandarizado en unidades de biomasa de todos los marrajos sardineros para todas las áreas combinadas. Dicho índice no estaba disponible para la evaluación canadiense de 2009 (SCRS/2009/095), ya que todas las CPUE fueron estandarizadas dentro del modelo de evaluación en 2009 y no fue posible extraer una serie de CPUE estandarizada independiente del modelo estructurado por edad. En la evaluación canadiense de 2005 (Gibson y Campana, 2005), los índices de CPUE fueron estandarizados independientemente del modelo, pero fueron estandarizados por separado para los tiburones maduros e inmaduros en cada una de las tres regiones espaciales. Se introdujeron estas seis series de CPUE en el modelo BSP como índices de biomasa, bien ponderados por la proporción relativa de captura total en números en cada serie por cada año, o bien ponderados por igual. No fue posible hacer una ponderación por la captura total en biomasa en cada serie por cada año porque estos datos no estaban disponibles. Las capturas totales de Gibson y Campana (2005) fueron utilizadas en aras de la coherencia entre los dos modelos. La distribución previa informativa de  $r$  tenía una media de 0,05 y un CV del 10% tal y como especifica el SCRS/2009/068. La distribución previa de  $K$  y la distribución previa de  $Bo/K$  era lognormal con una media de 1,0 y un CV de 0,20.

Para utilizar el modelo BSP para evaluar la situación del marrajo sardinero del Atlántico noroccidental en 2009, se ensayó el modelo BSP con ocho series de CPUE: las seis series de CPUE canadienses hasta 2004, la serie estadounidense y la serie española para el área 1 y 2 únicamente. A cada punto de la serie de datos se le asignó una ponderación igual. Por tanto, las series canadienses en su conjunto recibieron mayor ponderación que la serie estadounidense o la española. Esto parecía adecuado considerando que la mayoría de las capturas proceden de la flota canadiense. Las capturas se tomaron de los datos de Tarea I de ICCAT, tal y como fueron asignadas por el Grupo de trabajo a las áreas de stock del noroeste o el noreste, con o sin capturas adicionales deducidas para las flotas que no comunican datos. Para  $r$ ,  $K$ , y  $Bo/K$  se utilizaron las mismas distribuciones previas.

## Marrajo sardinero del Atlántico sudoccidental

Para el marrajo sardinero del Atlántico sudoccidental, las capturas declaradas a ICCAT son muy pequeñas y empiezan en 1982. Las capturas no declaradas son probablemente sustanciales dado el gran esfuerzo de palangre, que cada vez crece más, en la región del Atlántico sudoccidental. Se disponía de un índice de abundancia de CPUE para la flota uruguaya desde 1982 hasta 2008. Los ensayos del modelo BSP variaban en si los puntos de datos de CPUE estaban ponderados por igual o por el inverso de sus CV y en cómo se estimaban las capturas. Las capturas se basaban en las comunicadas a ICCAT, las estimadas a partir de la serie de esfuerzo de palangre o las estimadas a partir de la proporción de marrajo sardinero respecto a otras especies en la captura (**Tablas 2 y 4**). La distribución posterior de  $r$  era informativa, con una media que tenía el mismo valor utilizado para el Atlántico noroccidental (0,05) y una desviación estándar del doble de la del Atlántico norte, lo que implica un CV de 0,21. La distribución previa de  $K$  era uniforme en  $K$  logarítmica y la distribución previa de  $Bo/K$  era lognormal con una media de 1,0 y un CV de 0,20, siendo  $Bo$  la biomasa en el primer año para el que se disponía bien de datos de captura o bien de datos de esfuerzo.

## Marrajo sardinero del Atlántico nororiental

Para el marrajo sardinero del Atlántico nororiental, las mayores captures se produjeron en los años 30 y 50, mucho antes de que cualquier dato sobre CPUE estuviera disponible para hacer un seguimiento de las tendencias en la abundancia (**Figura 15**). Se intentaron diversas variaciones del modelo, bien iniciando el ensayo en 1926 o en 1961, y con un número de supuestos diferentes (**Tabla 10**). Se utilizó una distribución previa lognormal de  $r$ , con una media de 0,062 basada en los datos demográficos y un CV de 0,16. Este CV implicaba una desviación estándar del doble de la estimada a partir del análisis demográfico, para hacer la distribución previa ligeramente menos informativa. La distribución previa de  $K$  era uniforme en  $K$  logarítmica con varios límites superiores diferentes.

### 3.1.2 Resultados

## Marrajo sardinero del Atlántico noroccidental

Para el modelo BSP aplicado a los datos de la evaluación canadiense hasta 2005, se esperaba que el ensayo del modelo con los índices ponderados por los números de captura relativa produciría resultados más similares a los resultados del modelo estructurado por edad, pero no fue así. El modelo ponderado por captura (ensayo a3 en la

**Tabla 7)** producía resultados más optimistas que el modelo estructurado por edad. Este modelo estimaba la biomasa actual (2005) en el 66% de la biomasa de 1961 en comparación con el resultado del modelo estructurado por edad de que los números actuales se encontraban entre el 10 y el 24% de los números de 1961. El modelo BSP con una ponderación igual (ensayo a4 en la **Tabla 7, Figura 16**) producía resultados mucho más parecidos a los resultados del modelo estructurado por edad, estimando la biomasa actual en el 37% de la biomasa de 1961. El modelo BSP con ponderación igual predecía que la población se recuperaría hasta  $B_{RMS}$  en aproximadamente 20 años sin pesca (**Tabla 8**). Esto es casi coherente con los resultados del modelo estructurado por edad, considerando que los resultados del modelo estructurado por edad están en números y los resultados del BSP están en biomasa.

Estos resultados demostraron que el modelo BSP puede reflejar adecuadamente la dinámica de población del marrajo sardinero, pero el modelo es bastante sensible a la forma de calcular y ponderar las series de CPUE de entrada. Los índices de CPUE estandarizada calculados en biomasa y ponderados por la captura en biomasa serían más coherentes con los supuestos del modelo BSP.

Para explorar aún más las implicaciones de la distribución previa informativa de  $r$  en los resultados finales, se hizo un análisis retrospectivo, incluyendo los datos de CPUE sólo hasta 1998, 2000 o 2002 (ensayos a403, a402 y a401 en la **Tabla 7**). La distribución posterior de  $r$  permaneció similar a la distribución previa para todos los ensayos retrospectivos. Los CV de los demás parámetros eran los más bajos cuando se incluían los datos hasta 2002 y aumentaban a medida que en algunos casos se eliminaban más años de datos. El intervalo de credibilidad de la biomasa relativa a  $B_{RMS}$  era más estrecho cuando se incluían los datos hasta 2002. Se esperaba que los CV fueran menores cuando se incluían más años de datos. Por lo general, esto era cierto para los datos desde 1998 hasta 2002. Presumiblemente, los mayores CV, utilizando los datos de 2003 y 2004, eran causados por la alta variabilidad de los datos de esos años.

Los resultados del modelo BSP aplicados a los datos hasta 2009 (ensayos NW1 y NW2 en la **Tabla 7, Figura 17**) era similares a los resultados de la evaluación canadiense estructurada por edad que sólo contaba con los datos canadienses (SCRS/2009/095). Ambas series de captura produjeron resultados similares. Estos dos modelos mostraron una merma similar a la de 2004, pero una baja tasa de mortalidad por pesca actual relativa a  $F_{rms}$  (**Figura 18**), porque las capturas de 2008 eran bajas.

#### Marrajo sardinero del Atlántico sudoccidental

Para todos los escenarios de captura, el modelo estimó que la biomasa había descendido desde el inicio de la pesquería, en coherencia con el descenso observado en los datos de CPUE del palangre uruguayo (**Tabla 9 y Figuras 19 a 22**). La diferencia más clara entre los ensayos del modelo es la estimación de  $K$ . Dado que la serie de captura escala las estimaciones de biomasa, los ensayos del modelo que utilizaron las capturas de ICCAT, que nunca eran superiores a 40 t por año, estimaban  $K$  en aproximadamente 1.000 t. Este valor tan bajo permitía al modelo ajustar una tendencia descendente de la biomasa con capturas muy pequeñas (ensayos SW1 y SW2). Cuando las capturas se estimaban a partir del esfuerzo, con la constante de proporcionalidad entre captura y esfuerzo calculada bien para 2005-2006 (ensayo SW4) o para 1997-2007 (ensayo SW4), la  $K$  estimada era mucho más elevada (11.000-24.000 t). Con la estimación de la ratio de captura, que era mucho más elevada que las capturas estimadas a partir del esfuerzo, especialmente en años recientes, la  $K$  estimada era de 71.000 t. Todos los modelos estimaban las tasas recientes de mortalidad por pesca por encima de  $F_{rms}$  aunque la mediana de  $F$  descendió por debajo de  $F_{rms}$  en 2009 para el ensayo SW4. Para todos los modelos, el rendimiento de sustitución era muy bajo. Este resultado se produce por la tendencia de la serie de palangre uruguayo. Sería útil contar con los datos de CPUE de las demás flotas de la región para verificar esta tendencia.

#### Marrajo sardinero del Atlántico nororiental

Las distribuciones posteriores de  $r$  eran similares a las distribuciones previas de todos los ensayos del modelo (**Tabla 10**). La distribución previa de  $K$  era uniforme en  $K$  logarítmica, con un límite superior de 100.000 t. Este límite superior se estableció para que fuera algo mayor que el total de la serie de captura desde 1926 hasta el presente (captura total = 92.000 t). Con una ponderación igual de todos los puntos de datos en ambas series de CPUE e iniciando el modelo en 1926 (**Figura 23, Tabla 10**), el modelo estimaba una tendencia descendente de la población con la biomasa actualmente mermada hasta el 78% de la biomasa que soportaría el rendimiento máximo sostenible  $B_{rms}$ . La distribución posterior de  $K$  tenía una moda de aproximadamente 60.000 t, pero se atribuyó una importante probabilidad a valores tan elevados como el límite superior de 100.000 t. Para determinar si los datos respaldaban un valor superior de  $K$ , se ensayó el modelo con un límite superior biológica e irrazonablemente alto de  $K$ , de  $1,0E8$  t (ensayo NE101 en la **Tabla 10**). El modelo estimó una distribución

posterior de  $K$  que era similar a la distribución previa uniforme en  $K$  logarítmica, lo que implica que había muy poca información en los datos para permitir al modelo estimar cualquiera de los parámetros. Dado que la distribución previa era poco informativa, y permitía asignar una probabilidad importante a valores altos de  $K$ , este modelo estimó un valor esperado de  $K$  muy alto, sin casi merma en la población. Una biomasa de  $1,0E8$  t de marrajo sardinero no es probable dado que las tasas de captura son relativamente bajas en comparación con las tasas de captura de pez espada, túnidos y otros tiburones, y todos ellos tienen niveles de biomasa que son inferiores a  $1,0E8$ . Además, la biomasa total estimada de marrajo sardinero en el Atlántico noroccidental es de aproximadamente 10.000 t. También se intentó un máximo de  $K$  inferior, de 80.000 t, y produjo resultados similares a los de un límite superior de 100.000 t. El resto de ensayos del modelo especificaban 100.000 t como el valor máximo de  $K$ .

La ponderación de la serie de CPUE de España y Francia por sus capturas relativas produjo resultados similares al caso de ponderación igual (**Tabla 10** y **Figura 23**). Iniciar el modelo en 1961 y establecer una distribución previa informativa en el nivel de merma de la población en 1961, con una media de 1,0, 0,5 o 0,2, produjo resultados algo diferentes. Todos estos modelos indicaron que la población continuaba descendiendo ligeramente después de 1961, en coherencia con el descenso de la serie de CPUE francesa. El nivel actual de merma y las tasas actuales de mortalidad por pesca eran dependientes del nivel de merma asumido en 1961. Considerando que las mayores capturas de la pesquería tuvieron lugar antes de 1961, los ensayos del modelo que asumían la merma del modelo en 1961 o que empezaban en 1926 eran más realistas que los que asumían una biomasa elevada en 1961.

La **Figura 24** muestra la situación actual del marrajo sardinero del Atlántico nororiental para el modelo BSP y el modelo ASPM. Estos resultados son muy inciertos, dado que la mayoría de extracciones de la pesquería se produjo antes de que hubiera datos disponibles para estimar las tendencias en la abundancia. Todos los modelos que utilizaban supuestos biológicamente plausibles acerca de la biomasa sin pescar deducían que la población se encuentra actualmente mermada.

### 3.2 Modelo de producción estructurado por edad sin capturas (CFASPM)

#### 3.2.1 Métodos

Se aplicó un modelo de producción estructurado por edad, sin capturas, espacio-estado (CFASPM; Porch et al 2005) al stock del Atlántico Suroeste de marrajo sardinero para proporcionar una comparación con el modelo BSP. En resumen, se trata de un modelo de producción estructurado por edad que no requiere capturas y que reformula la dinámica de población en términos relacionados con la biomasa virgen. La dinámica incorpora parámetros específicos de la edad para la supervivencia, fecundidad, madurez, crecimiento y selectividad. La función stock-reclutamiento se parametrizó en términos de tasa reproductiva máxima con baja densidad ( $\alpha$ ; Myers *et al.* 1999). En el modelo se consideraron dos periodos: un periodo histórico, para el cual los datos son escasos, y un periodo moderno para el que se cuentan con datos como tasas de captura. Durante el periodo histórico el modelo utiliza una tendencia de biomasa relativa. En la **Tabla 11** se enumeran los datos biológicos y pesqueros, así como otros valores de entrada utilizados para el stock de marrajo sardinero del Atlántico suroccidental.

#### 3.2.2 Resultados

##### Marrajo sardinero de Atlántico suroccidental

En la **Tabla 12** se resumen las estimaciones del estado del stock a partir del ensayo del modelo, en el que el periodo histórico fue 1961-1981 y el periodo moderno, 1982-2008. Se ajustó el modelo a las series de CPUE de palangre uruguayo en el periodo moderno. Se derivó una función de selectividad a partir de los datos de frecuencia de talla obtenidos del programa de observadores de palangre uruguayo, que se transformaron en edades utilizando la curva de crecimiento del Atlántico noroeste. De este modo se estimó una curva de selectividad logística. A petición del Grupo de trabajo, a continuación se incrementó ligeramente la pendiente de la curva (desplazándola hacia la izquierda) para dar cabida a las clases de edad tempranas (**Figura 25**). En el modelo no se utilizan datos de esfuerzo, sino que se estimó una  $F$  constante para el periodo histórico y una  $F$  media con desviaciones anuales para el periodo moderno. La estimación de la biomasa actual del stock reproductor (SSB) se situó en el 18% del nivel sin explotar y  $SSB_{2008}/SSB_{RMS}$  fue 0,48. Se estimó una tasa de mortalidad por pesca actual ( $F_{2008}$ ) de 0,056, por encima de la  $F_{RMS}$  (0,03), por lo que  $F_{2008}/F_{RMS}=1,72$ . La tasa reproductiva máxima durante la vida ( $\alpha$ ) se situó en tan solo 2,95 y  $M=0,20$ . El ajuste al índice se muestra en la **Figura 26**. La tendencia relativa en SSB muestra que el modelo predecía una merma del 46% a comienzos del



periodo moderno, en 1982 (**Figura 27**). Por tanto, los resultados en términos de estado del stock obtenidos del CFASPM coincidían en general con las predicciones del modelo BSP ( $SSB_{2008}/SSB_{RMS} = 0,48$  vs.  $B_{2008}/B_{RMS} = 0,78$ ;  $F_{2008}/F_{RMS} = 1,72$  vs.  $F_{2008}/F_{RMS} = 2,07$ , **Figura 22**).

### 3.3 Modelo de producción estructurado por edad (ASPM)

#### 3.3.1 Métodos

Se aplicó un modelo de producción estructurado por edad, espacio-estado (ASPM; Porch et al 2005) al stock de marrajo sardinero del Atlántico nororiental para proporcionar una comparación con el modelo BSP. La dinámica del modelo se estructuró por edad, y se incorporaron parámetros específicos de la edad para la supervivencia, fecundidad, madurez, crecimiento y selectividad, como en el modelo CFASPM descrito arriba. La función stock-reclutamiento se parametrizó también en términos de tasa reproductiva máxima con baja densidad ( $\alpha$ ; Myers et al. 1999). En este caso, se estableció una distribución previa para el reclutamiento virgen ( $R_0$ ) y supervivencia de neonatos (edad 0), y se atribuyeron valores  $M$  específicos de la edad para las edades 1+. Los valores de  $M$  fueron los mismos que los utilizados para la evaluación de stock del Atlántico noroccidental, a saber,  $M=0,10$  para ejemplares inmaduros y  $M=0,2$  para ejemplares maduros. El modelo tiene también la capacidad de considerar dos periodos: un periodo histórico, con datos escasos y que comienza cuando puede asumirse la condición virgen, y un periodo moderno, para el que existen más datos. El modelo asume un esfuerzo constante para el periodo moderno, pero da cabida a errores de procesos (desviaciones anuales en el esfuerzo pesquero). El esfuerzo para el periodo histórico puede establecerse a diferentes niveles. En la **Tabla 13** se enumeran los datos biológicos y pesqueros, así como otros valores de entrada utilizados para el stock de marrajo sardinero del Atlántico Nororiental.

#### 3.3.2 Resultados

##### Marrajo sardinero del Atlántico Nororiental

En la **Tabla 14** se resumen las estimaciones del estado del stock a partir del ensayo del modelo, en el que se estableció un periodo histórico 1926-1971 y un periodo moderno 1972-2008. Se ajustó el modelo a las capturas de 1926-2008 y a dos índices en el periodo moderno: las series de CPUE de palangre de Francia (1972-2008) y las series de CPUE de palangre de España (1981-2007). Se derivó una función de selectividad a partir de los datos de frecuencia de talla obtenidos de la flota palangrera francesa, que se transformaron en edad utilizando una curva de crecimiento desarrollada recientemente para el stock del Atlántico Nororiental. De esto modo, se estimó una curva de selectividad logística (**Figura 28**).

La merma actual con respecto a la condición virgen se situó en un 6% en términos de biomasa y en un 7% en número (**Figura 29**). La fecundidad relativa actual del stock reproductor ( $SSF_{2008}/SSF_{RMS}$ ) se situó en tan sólo 0,09. Se estimó una tasa de mortalidad por pesca actual ( $F_{2008}$ ) de 0,09, muy superior a  $F_{RMS}$  (0,03), y por tanto  $F_{2008}/F_{RMS} = 3,45$ . Las trayectorias de  $SSF$  y de  $F$  relativas se situaron, respectivamente, por debajo y por encima de los niveles sostenibles (**Figura 30**). El ajuste a las capturas y los índices de abundancia relativa se muestran en la **Figura 31**.

Dado que el Grupo de trabajo estimó que el alto valor constante de  $F$ , del orden de 0,08 estimado por el modelo para el periodo histórico no era realista, se decidió explorar el efecto de asumir otros niveles de  $F$  en los resultados. Se realizaron dos ensayos, uno con una  $F=50\%$  del valor estimado en el ensayo original y otro ensayo con una  $F=0$ . Mejoró el estado del stock ( $SSF_{2008}/SSF_{RMS} = 0,21$  y  $0,43$ , respectivamente) y descendió el nivel de sobrepesca ( $F_{2008}/F_{RMS} = 2,54$  y  $3,32$ , respectivamente) (**Tabla 14**).

### 3.4 Modelo de evaluación estructurado por edad

#### 3.4.1 Métodos y resultados

En el documento SCRS/2009/095 se evaluaba el estado actual del marrajo sardinero en el Atlántico Noroccidental utilizando un modelo de ciclo vital, estructurado por edad y sexo con base en una proyección hacia delante, y ajustado a los datos de captura por talla y de captura por unidad de esfuerzo entre 1961 y 2008. Se presentaron cuatro variantes del modelo de población y todas diferían en su productividad asumida. Actualmente se estima que el tamaño total de la población es aproximadamente de un 22% a un 27% del tamaño de 1961 y aproximadamente un 95% a un 103% de su tamaño en 2001. El número estimado de hembras maduras en 2009 osciló entre 11.000 y 14.000 ejemplares, o entre el 12 y el 16% de su nivel en 1961, y entre el

83% y el 103% de su valor de 2001. Todos los análisis indicaban que este stock de marrajo sardinero puede recuperarse con niveles de mortalidad por pesca inferiores al 4% de la biomasa vulnerable. En el modelo de baja productividad, se predijo que la recuperación hasta  $SSN_{RMS}$  requeriría 100 años con tasas de explotación del 4% de la biomasa vulnerable. Todos los demás modelos predijeron plazos de recuperación de décadas hasta alcanzar  $SSN_{RMS}$ .

Durante la reunión se exploró la implicación de patrones de selectividad. El ajuste del modelo de selectividad de línea plana fue considerablemente peor (valor de función objetivo de 16.277 por oposición al original 13.212), con valores extremos de residuos en proporciones por talla, lo que indica que el modelo no era apropiado. Aunque las estimaciones de mortalidad por pesca resultantes se redujeron a aproximadamente la mitad, y la biomasa explotable se duplicó, todos los puntos de referencia de mortalidad por pesca se redujeron en consecuencia, produciendo un cambio neto pequeño en la trayectoria o en el tiempo de recuperación.

### 3.5 Gadget

#### 3.5.1 Métodos

La implementación de Gadget (*Globally applicable Area Disaggregated General Ecosystem Toolbox*, Begley 2003, <http://www.hafro.is/gadget>) para el marrajo sardinero del Atlántico nororiental se presentó en el documento SCRS/2009/071 y se actualizó con los nuevos datos de captura y CPUE que se presentaron a la reunión. GADGET proporciona una herramienta poderosa y flexible para crear modelos ecosistémicos. Puede ajustarse a una variedad de supuestos relacionados con las pesquerías, la estructura del stock y los parámetros del ciclo vital y utilizar datos sobre captura y abundancia relativa (que podrían ser biomasa, basada en la edad o en la talla), marcado y contenidos estomacales. Se desarrolló un modelo de un solo stock, zona y flota, estructurado por edad y talla, que puede usarse ahora para realizar proyecciones con diferentes escenarios de ordenación. Gadget puede utilizarse potencialmente para evaluar el valor de recopilar información adicional sobre pesquerías y biología y de utilizar métodos de evaluación y medidas de ordenación alternativas, sobre todo porque permitirá representar la estructura espacial. Se tiene la intención de utilizarlo en el futuro para evaluar los métodos de evaluación de stock como BSP y ASPM. También para especies como el marrajo sardinero, para las que hay pocos datos y una gran incertidumbre, Gadget puede contribuir al desarrollo de una ordenación precautoria al evaluar medias alternativas como límites de talla y restricciones espaciotemporales, y puede contribuir a diseñar proyectos de investigación para mejorar nuestro conocimiento del marrajo sardinero y de las pesquerías en las que se captura.

## 4. Proyecciones

### 4.1 Modelo de producción bayesiana excedente

#### *Marrajo sardinero del Atlántico nororiental*

Se utilizaron los cinco ensayos de modelo BSP más creíbles para el marrajo sardinero del Atlántico nororiental para generar trayectorias de abundancia proyectadas para una gama de captura constante y estrategias de ordenación con tasas de extracción constantes. La biomasa resultante prevista en relación con la  $B_{RMS}$ , la probabilidad de que la biomasa se sitúe por encima de  $B_{RMS}$ , la probabilidad de que la biomasa se sitúe por encima de la biomasa actual y la mediana del número de años necesarios para la recuperación (**Tabla 15, Figura 32**) varía en los diferentes ensayos. Es probable que con el TAC actual de 436 t la población se mantenga bastante estable en la mayoría de los modelos. Se requieren reducciones en la mortalidad por pesca para que la población pueda recuperarse, y en la mayoría de los modelos se requerían varias décadas para la recuperación (**Tabla 16**).

### 4.2 Análisis de rendimiento por recluta

El análisis BSP se concentra en el Total admisible de captura, tal y como se ha indicado antes la ordenación precautoria también requiere la evaluación de medidas alternativas como límites de talla y restricciones encaminadas a mejorar el patrón de selección en la pesquería. Por tanto, se procedió a realizar un análisis de rendimiento por recluta utilizando FLR ([www.flr-project.org](http://www.flr-project.org)).

En la **Figura 33** se evalúan los efectos de los diferentes patrones de selección en el stock de marrajo sardinero del Atlántico Nororiental. Dicha figura muestra cuatro patrones de selección correspondientes a curvas de líneas

planas y cóncavas (líneas gruesas y finas, respectivamente) y con una selectividad máxima en las edades 5 o 13 (línea roja y línea azul, respectivamente). La edad 13 se corresponde con la edad de madurez de las hembras y con la talla máxima de desembarque (MLL) de 210 cm de longitud a la horquilla. Los parámetros del ciclo vital se extrajeron de la implementación de Gadget.

El análisis muestra que tanto el tamaño como el rendimiento potencial del stock se incrementaban si la mortalidad se reducía en los peces inmaduros (azul).

En la **Figura 34** la mortalidad de ejemplares con una talla superior a la MLL se redujo a 0.

En la **Tabla 17** se muestra la mortalidad por pesca, el rendimiento, la biomasa, y la SSB en relación con la conseguida con un nivel de esfuerzo correspondiente a  $F_{0.1}$  para un patrón de selección de línea plana con una selección máxima en la edad 3. La diferencia debida a la MLL, tal y como se ve también al comparar las **Figuras 33 y 34**, reside en el hecho de que los niveles de stock mejoran a expensas del rendimiento.

## 5. Recomendaciones de investigación

El Grupo consideró la importancia de desarrollar proyectos de investigación a nivel regional (stock) que podrían tener como resultado un rápido incremento de nuestro conocimiento disponible sobre el marrajo sardinero:

- Se instó a los científicos a que estudien los aspectos operativos y técnicos de las flotas que tienen como resultado una reducción de las capturas incidentales de tiburones y/o la maximización de oportunidades de liberación de ejemplares vivos.
- Preparar estimaciones mejores de los descartes en las pesquerías de la plataforma y de alta mar, e iniciar estudios para medir la supervivencia tras la liberación.
- Programas de observadores para recopilar datos con mayor resolución sobre tasas de captura para aquellas flotas en las que existe una elevada probabilidad de captura fortuita de marrajo sardinero, lo que incluye los programas existentes de observadores de mamíferos marinos.
- Comprender mejor la dinámica del marrajo sardinero en el hemisferio sur, en conjunción con otras OROP, incluidas la IOTC, CCSBT e IATTC para cotejar mejor los datos sobre captura, distribución, CPUE comercial y estructura del stock.
- Dado que la identificación de stocks para los stocks del Atlántico sur no está clara, se requieren más estudios (estudios genéticos así como estudios sobre el ciclo vital y sobre marcado) para tener más información sobre las unidades de stock en el hemisferio sur.
- Aunque la estructura de stock del Atlántico norte se conoce mejor, es necesario realizar trabajos de investigación específicos. Por ejemplo para entender mejor la afinidad de las capturas de Islandia y la mezcla potencial entre el marrajo sardinero del Atlántico Noroccidental y del Mediterráneo.
- Se requiere una mejor comprensión de los movimientos migratorios y verticales del marrajo sardinero en las principales zonas de su distribución para entender mejor la interacción potencial entre las poblaciones y actividades pesqueras.
- El marrajo sardinero podría estar asociado con características hidrográficas (o podría tratarse de un efecto indirecto mediante la asociación con sus principales presas). Un conocimiento mejor de la distribución espaciotemporal del marrajo sardinero en relación con dichos rasgos ecosistémicos/medioambientales (lo que incluye la estructura de la población) podría facilitar la comprensión de las tendencias en la CPUE y en la captura.
- En aguas canadienses se ha establecido una ordenación espacial del marrajo sardinero. Un conocimiento más profundo de la distribución y la fidelidad a los hábitat clave del marrajo sardinero (lo que incluye zonas de parición y de cría, y los puntos con una alta proporción de hembras maduras) facilitará la utilización más extendida de la ordenación espacial

- La dependencia de datos dependientes de la pesquería para las evaluaciones es problemática, ya que dichos datos no son necesariamente informativos. Se requiere que se realicen prospecciones independientes de las pesquerías para el marrajo sardinero en las principales zonas del stock
- Se podría disponer de más información histórica sobre datos de captura y esfuerzo y este aspecto debería investigarse. En ausencia de datos de esfuerzo histórico, las estimaciones del tamaño de la flota podrían ser un buen sustituto.
- Dado que el marrajo sardinero es un stock pelágico clave de los ecosistemas de la plataforma continental así como de alta mar, ICCAT y otras OROP (por ejemplo, NAFO, ICES) deberían seguir cooperando para desarrollar evaluaciones y acciones de ordenación para estas especies.

## **6. Recomendaciones de ordenación**

Deberían considerarse medidas de ordenación precautorias para los stocks con la mayor vulnerabilidad biológica y cuya conservación suscita preocupación, así como para aquellos para los que se dispone de muy pocos datos. Se sabe que el marrajo sardinero es susceptible a la sobrepesca.

Dado que el marrajo sardinero es sobre todo una especie de plataforma continental, las OROP pertinentes deberían armonizar entre sí las medidas de ordenación, e ICCAT debería facilitar una comunicación apropiada.

### *Atlántico sur*

Los datos para el marrajo sardinero del Atlántico sur son muy limitados para proporcionar una indicación robusta del estado del(los) stock(s). Los datos limitados indican un descenso en la CPUE de la flota uruguaya, lo que sugiere un potencial descenso en la abundancia del marrajo sardinero en el Atlántico suroccidental hasta niveles por debajo del nivel que permite el RMS. Los resultados de los dos enfoques de modelación aplicados al stock del Atlántico suroccidental (BSP y CFASPM) coincidieron en estimar niveles de merma por debajo del RMS y tasas de mortalidad por pesca por encima de las que producen el RMS. Pero la captura y los demás datos son en general demasiado limitados para que se puedan definir niveles de captura sostenibles. La reconstrucción de la captura indica que los desembarques comunicados suponen una importante subestimación de los desembarques reales.

La información y los datos para el marrajo sardinero en el Atlántico suroriental son demasiado limitados para que se pueda evaluar su estado. Los patrones de tasas de captura disponibles sugieren estabilidad desde comienzos de los noventa. Esta tendencia no puede considerarse en un contexto a largo plazo y, por tanto, no aporta información sobre los niveles actuales en relación con la  $B_{RMS}$ .

Dada la historia de merma en el Atlántico norte, los indicios de descenso por debajo de la RMS en el Atlántico suroccidental y la ausencia de datos básicos de captura y esfuerzo de las flotas totales que tienen impacto en el stock (lo que incluye las flotas ajenas a ICCAT), la Comisión debería considerar la adopción de medidas precautorias, lo que incluye la restricción de las pesquerías que afectan al (a los) stock(s) limitándolas sólo a las capturas fortuitas y/o la restricción de las actividades pesqueras en zonas en las que se sabe que existe una elevada abundancia de fases importantes de ciclo vital (por ejemplo, zonas apareamiento, parición y cría). Otras flotas (nacionales) deberían comunicar los datos de esfuerzo y captura de conformidad con la Resolución 07-06.

La distribución del (los) stock(s) del Atlántico sur se extiende a otras cuencas oceánicas, lo que enfatiza la necesidad de armonizar tanto la recopilación de datos biológicos y pesqueros como la ordenación con otras OROP.

### *Atlántico Nororiental*

El stock del Atlántico nororiental cuenta con el historial más largo de explotación comercial. La falta de datos para el punto máximo de la pesquería genera una incertidumbre considerable a la hora de identificar el estado actual del stock en relación con la biomasa virgen. Las evaluaciones exploratorias indican que la biomasa actual se sitúa por debajo de la  $B_{RMS}$  y que la mortalidad por pesca reciente está cerca o posiblemente por encima de  $F_{RMS}$ .

ICES considera que el stock está mermado, especialmente en las partes septentrionales de la zona ICES. ICES sugirió que el stock estaba todavía mermado y que las pesquerías en las partes septentrionales de la zona del stock no se han retomado desde el momento en el que se alcanzó el punto máximo de dicha pesquería.

Las pesquerías en la parte meridional de la zona del stock continúan en niveles bajos, pero hay alguna evidencia de un descenso de la CPUE en el tiempo. Los datos de CPUE para las cifras máximas de la pesquería no estaban disponibles y, por tanto, no reflejan las tendencias a largo plazo.

Las evaluaciones realizadas en la reunión respaldan la anterior opinión de ICES sobre la merma del stock.

ICES (2008), en ausencia de evaluación cuantitativa, recomendó que *dado el estado del stock, no debería permitirse la pesca dirigida al marrajo sardinero, debería limitarse la captura fortuita y no deberían permitirse los desembarques de marrajo sardinero.*

Las medidas de ordenación vigentes en la CE en el Atlántico nororiental incluyen el establecimiento de un TAC. Los desembarques comunicados en 2008 fueron inferiores al TAC. En 2009 se introdujo una talla máxima de desembarque (210 cm de longitud a la horquilla) para evitar que las pesquerías se dirijan a las hembras maduras.

Dado el estado de merma del stock, su baja productividad y la incertidumbre en la evaluación, es conveniente adoptar medidas conservadoras en el marco del enfoque precautorio. La Comisión debería considerar adoptar TAC que proporcionen una alta probabilidad de recuperación del stock. Además, la Comisión debería considerar la restricción de las actividades pesqueras en zonas que se sabe que tienen una elevada abundancia de importantes fases del ciclo vital (por ejemplo, zonas de apareamiento, parición y zonas de cría). Las naciones y OROP deberían considerar adoptar medidas de ordenación adicionales para reducir la mortalidad por pesca (por ejemplo, la CE estableció restricciones de talla).

Las pesquerías de alta mar no deberían dirigirse al marrajo sardinero y debería comunicarse toda la captura fortuita. Debido a que hay una menor presencia de marrajo sardinero en alta mar, la recopilación y comunicación de datos de captura fortuita requerirían un muestreo de observadores científicos con un alto nivel de cobertura. Un incremento del esfuerzo en alta mar dentro de la zona del stock podría comprometer los esfuerzos de recuperación del stock.

Se estima que para que el stock se recupere hasta la  $B_{RMS}$  con una mortalidad por pesca igual a 0 tendrían que transcurrir aproximadamente 15-34 años (**Tabla 15**). Para que se produzca una recuperación del stock se requerirían reducciones de la mortalidad por pesca continuas. (**Tabla 16**).

El TAC actual (436 t) podría permitir que el stock se mantenga estable, en su nivel actual de biomasa mermada, y esto en el escenario de modelo más creíble. Capturas cercanas al TAC actual (por ejemplo, 400 t) implicarían niveles de captura que podrían permitir al stock recuperarse hasta  $B_{RMS}$  en algunos escenarios de modelo, pero con un alto grado de incertidumbre y en una escala temporal de 60 (40-124) años.

Capturas constantes de 200 t o inferiores se traducirían en probabilidades más elevadas de recuperación hasta la  $B_{RMS}$  en 25-50 años en casi todos los escenarios de modelo.

Dada la incertidumbre en la evaluación y la baja productividad del stock, cualquier pesquería debe ser objeto de un seguimiento exhaustivo y debe ser evaluada en intervalos frecuentes.

### ***Atlántico noroccidental***

Los científicos canadienses actualizaron sus evaluaciones del stock de marrajo sardinero del Atlántico noroccidental. Esta evaluación indica que la biomasa está mermada y se sitúa muy por debajo de la  $B_{RMS}$ , aunque la mortalidad por pesca reciente es inferior a la  $F_{RMS}$ . La biomasa reciente parece estar incrementándose. Actualmente, en la ZEE canadiense se ha establecido un régimen de capturas conservador (TAC de 185 t, frente a un RMS de 250 t, cierre de las zonas de apareamiento a las pesquerías dirigidas). A pesar de ello, se ha proyectado que tendrán que transcurrir décadas para conseguir la recuperación del stock debido a la baja productividad de esta especie.

La modelación adicional realizada por el Grupo de trabajo utilizando un enfoque de producción excedente tuvo como resultado una estimación similar del estado del stock, a saber, niveles de merma por debajo de  $B_{RMS}$  y tasas de mortalidad por pesca actuales también por debajo de  $F_{RMS}$ .

El éxito del programa de recuperación canadiense depende de una comunicación adecuada de todas las capturas, lo que incluye las realizadas por las flotas que pescan en alta mar. Parece que las capturas realizadas dentro de la ZEE canadiense se comunican adecuadamente. Sin embargo, no está clara la cantidad de marrajo sardinero capturada en alta mar por la flotas palangreras, ya que está muy generalizada la no comunicación y la comunicación genérica de los tiburones.

Se volvió a estimar la captura potencial de marrajo sardinero de las diferentes flotas palangreras de altura que pescan donde se sabe que hay marrajo sardinero, utilizando las ratios observadas de capturas de marrajo sardinero con respecto a las capturas de pez espada y túnidos. Para el Atlántico noroccidental esta reconstrucción indica que las capturas de marrajo sardinero realizadas por la flota de palangre de altura suponían una proporción menor de la captura histórica total comunicada y que estas capturas han sido incluso inferiores en años recientes.

La inclusión en la evaluación de las capturas de alta mar reconstruidas no afectó a los resultados de un modo significativo. Las futuras evaluaciones deben cubrir la totalidad de la zona del stock. Dado que actualmente las capturas en alta mar son proporcionalmente bajas dentro de la captura total comunicada, no se prevé que la inclusión de las capturas reconstruidas cambien de un modo significativo los niveles de captura requeridos para alcanzar los objetivos de conservación en el Plan de ordenación canadiense.

Estados Unidos ha adoptado planes de ordenación para reducir la mortalidad por pesca de marrajo sardinero, para respaldar los planes de ordenación establecidos en las aguas canadienses, lo que incluye un TAC de 1,7 t para el peso canal (2008).

La Comisión debería adoptar medidas de ordenación que respalden los objetivos del Plan de ordenación canadiense. Las pesquerías de alta mar no deberían dirigirse al marrajo sardinero y debería comunicarse toda la captura fortuita. Debido a que hay una menor presencia de marrajo sardinero en alta mar, la recopilación y comunicación de datos de captura fortuita requerirían un muestreo de observadores científicos con un alto nivel de cobertura..

Las zonas que se sabe que tienen una elevada abundancia de importantes fases del ciclo vital (por ejemplo, zonas de apareamiento, zonas de parición y zonas de cría) deberían ser objeto de restricciones a la pesca. Estas zonas no están sólo en la ZEE canadiense.

Un incremento del esfuerzo en alta mar, dentro del área del stock, podría comprometer los esfuerzos de recuperación del stock.

## **7. Resumen ejecutivo para el marrajo sardinero**

El Grupo decidió finalizar y aprobar el resumen ejecutivo para el marrajo sardinero durante la reunión del Grupo de especies sobre tiburones de septiembre

## **8. Otros asuntos**

No se debatieron otros asuntos

## **9. Adopción del informe y clausura**

El informe fue adoptado por correspondencia. El Presidente agradeció a los participantes el trabajo realizado y la reunión fue clausurada.

## **Referencias**

- Anon. 2005, Report of the 2004 Inter-sessional Meeting of the ICCAT Sub-Committee on By-catches: Shark Stock Assessment. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(3): 799-890.
- Anon. 2009, Report of the 2008 Shark Stock Assessments Meeting (Madrid, Spain, September 1 to 5, 2008). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(5): 1343-1491.

- de la Serna, J.M. and Godoy Garrido, D. 2009, Mercado de túnidos y especies afines durante el desarrollo del campeonato “Desafía Mediterráneo” de capture, marcado y suelta organizado por la Confederación mediterránea de pesca recreativa responsable en cooperación con el Instituto Español de Oceanografía. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(7): 2699-2704.
- Gibson, A.J.F. and Campana, S.E. 2005, Status and Recovery Potential of Porbeagle Shark in the Northwest Atlantic. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/053.
- Matsumoto, T. 2006, Report of the Observer Program for the Japanese tuna longline fishery in the Atlantic Ocean from August 2004 to January 2005. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 59(2): 663-681.
- Matsushita, Y. and Mastunaga, H. 2002, Species composition and CPUE of pelagic sharks observed by Japanese observers for tuna longline fisheries in the Atlantic Ocean. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(4): 1371-1380.
- Myers, R.A., Bowen, K.G. and Barrowman, N.J. 1999, Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. Can J. Fish. Aquat. Sci 56(12): 2404-2419.
- Porch, C.E., Eklund, A.M., Scott, G.P. 2006, A catch-free stock assessment model with application to goliath grouper (*Epinephelus itajara*) off southern Florida. Fish. Bull. 104: 89-101.

## TABLEAUX

- Tableau 1.** Résumé des paramètres biologiques du requin-taupe commun, adapté de Francis *et al.* (2008).
- Tableau 2.** Prises estimées (t) de requin-taupe commun (*Lamna nasus*) par zone, engin et pavillon principaux (au 12 juin 2009)
- Tableau 3.** Estimations de prises potentielles de requin-taupe commun par les flottilles palangrières ne soumettant pas de données et opérant dans les zones de stocks du Nord-Ouest, sur la base des ratios de capture.
- Tableau 4.** Estimations de prises potentielles de requin-taupe commun par les flottilles palangrières ne soumettant pas de données et opérant dans les zones de stocks du Sud-Ouest, sur la base des ratios de capture.
- Tableau 5.** Niveaux de ponction estimés de requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est, par pavillon, adoptés par le Groupe de travail aux fins de l'évaluation.
- Tableau 6.** Niveaux de ponction estimés de requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Ouest, par pavillon. La colonne « SCRS/2009/052 » représente la compilation des prises utilisée dans l'évaluation présenté dans ce document et la colonne « %Diff » représente la différence pourcentuelle entre les estimations compilées à cette réunion et le SCRS/2009/095.
- Tableau 7.** Définitions du modèle BSP et valeurs prévues de la distribution à posteriori et CV des paramètres estimés pour l'Atlantique Nord-Ouest.
- Tableau 8.** Tableau de décision pour le modèle BSP ajusté aux six séries dans l'évaluation canadienne de 2005 pour le requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Ouest, avec chaque point de données pondéré de façon égale. Les politiques de ponctions sont les taux de ponctions (HR) en tant que fraction de la biomasse totale.
- Tableau 9.** Définitions du modèle BSP et valeurs prévues de la distribution à posteriori et CV des paramètres estimés pour l'Atlantique Sud-Ouest.
- Tableau 10.** Définitions des scénarios du modèle BSP et résultats pour l'Atlantique Nord-Est.
- Tableau 11.** Entrées du modèle pour le modèle de production structuré par âge sans capture (CFASPM) appliqué au stock de requin-taupe commun de l'Atlantique Sud-Ouest.
- Tableau 12.** Estimations de l'état du stock du requin-taupe commun de l'Atlantique Sud-Ouest obtenues avec CFASPM (les valeurs entre parenthèses sont des CV).  $F_{\text{modern}}$  se réfère à la mortalité par pêche de la première année pour laquelle des données sont disponibles (1982);  $F_{\text{hist}}$  se réfère à la mortalité par pêche de la première année du scénario du modèle (1926).
- Tableau 13.** Entrées du modèle pour le modèle de production structuré par âge (SPASM) appliqué au stock de requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est.
- Tableau 14.** Estimations de l'état du stock du requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est obtenues avec ASPM.
- Tableau 15.** Tableaux de décision pour les modèles BSP pour le requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est, montrant (a) la biomasse prévue par rapport à  $B_{\text{PME}}$  en 10, 20 ou 50 ans, (b) la probabilité que la biomasse se situe au-dessus de  $B_{\text{PME}}$ , (c) la probabilité que la biomasse se situe au-dessus de la biomasse actuelle pour un nombre de F constant et de stratégies de gestion des captures totale constantes et (d) le nombre d'années jusqu'à ce que la trajectoire de la médiane de la biomasse se rétablisse à  $B_{\text{PME}}$ .
- Tableau 16.** Probabilités moyennes entre les 5 scénarios du modèle de BSP les plus crédibles pour la population de requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est.
- Tableau 17.** Mortalité par pêche, production, biomasse et SSB par rapport à ceux atteints au niveau d'effort correspondant au niveau de  $F_{0,1}$  pour un schéma de sélection plat avec une sélection maximum à l'âge 3.

## TABLAS

- Tabla 1.** Resumen de los parámetros biológicos del marrajo sardinero, adaptado de Francis *et al.* (2008).
- Tabla 2.** Capturas (t) estimadas de marrajo sardinero (*Lamna nasus*) por área, arte y pabellón principales (a 12 de junio de 2009).
- Tabla 3.** Estimaciones de la posible captura de marrajo sardinero de las flotas de palangre que no comunican datos y operan en las zonas del stock del noroeste basadas en las ratios de captura.



**Tabla 4.** Estimaciones de la posible captura de marrajo sardinero de las flotas de palangre que no comunican datos y operan en las zonas del stock del sudoeste basadas en las ratios de captura.

**Tabla 5.** Niveles de captura estimados de marrajo sardinero del Atlántico nororiental por pabellón, adoptados por el Grupo de trabajo para la evaluación.

**Tabla 6.** Niveles de captura estimados de marrajo sardinero del Atlántico noroccidental por pabellón. La columna con SCRS/2009/052 representa la recopilación de captura utilizada en la evaluación y presentada en ese documento y la columna “%Diff” representa el porcentaje de diferencia entre las estimaciones recopiladas en esta reunión y en el SCRS/2009/095.

**Tabla 7.** Definiciones del modelo BSP, valores esperados de la distribución posterior y CV de los parámetros estimados para el Atlántico noroccidental.

**Tabla 8.** Tablas de decisión para el modelo BSP ajustado a las seis series de la evaluación canadiense de 2005 para el marrajo sardinero del Atlántico noroccidental, con cada punto de datos ponderado por igual. Las políticas de captura son tasas de captura (HR) como una fracción de la biomasa total.

**Tabla 9.** Definiciones del modelo BSP, valores esperados de la distribución posterior y CV de los parámetros estimados para el Atlántico sudoccidental.

**Tabla 10.** Definiciones de los ensayos del modelo BSP y resultados para el Atlántico nororiental.

**Tabla 11.** Entradas del modelo para el modelo de producción estructurado por edad y sin captura (CFASPM) aplicado al stock de marrajo sardinero del Atlántico sudoccidental.

**Tabla 12.** Estimaciones de la situación del marrajo sardinero del Atlántico sudoccidental obtenidas con el CFASPM (los valores entre paréntesis son CV.  $F_{modern}$  se refiere a la mortalidad por pesca en el primer año para el que había datos disponibles (1982);  $F_{hist}$  se refiere a la mortalidad por pesca en el primer año del ensayo del modelo (1926)).

**Tabla 13.** Entradas del modelo para el modelo de producción estructurado por edad (SPASM) aplicado al stock de marrajo sardinero del Atlántico nororiental.

**Tabla 14.** Estimaciones de la situación del marrajo sardinero del Atlántico nororiental obtenidas con el ASPM.

**Tabla 15.** Tablas de decisión para los modelos BSP para el marrajo sardinero del Atlántico nororiental mostrando: (a) la biomasa esperada relativa a  $B_{RMS}$  en 10, 20 o 50 años, (b) la probabilidad de que la biomasa esté por encima de  $B_{RMS}$ , (c) la probabilidad de que la biomasa esté por encima de la biomasa actual para un número de F constante y estrategias de ordenación de captura total constante, y (d) el número de años hasta que la trayectoria de la mediana de la biomasa se recupere hasta  $B_{RMS}$ .

**Tabla 16.** Probabilidades medias en los 5 ensayos del modelo BSP más creíbles para la población del marrajo sardinero del Atlántico nororiental.

**Tabla 17.** Mortalidad por pesca, rendimiento, biomasa y SSB relativas a las alcanzadas en un nivel de esfuerzo correspondiente al nivel de  $F_{0.1}$  para un patrón de selección plano con una selección máxima en la edad 3.

## FIGURES

**Figure 1.** Carte des délimitations de l’ICCAT, NAFO et CIEM dans l’Atlantique Nord.

**Figure 2.** Distribution des stocks de requin-taupe commun (*Lamna nasus*).

**Figure 3.** Prises déclarées et estimées du requin-taupe commun de l’Atlantique incluses dans la Tâche I (au 12 juin 2009).

**Figure 4.** Distribution de la densité des hameçons pêchés par les pêcheries palangrières pour les thonidés et les espèces apparentées de l’Atlantique de 1950 à 2007 superposée à la distribution du requin-taupe commun dans l’Atlantique.

**Figure 5.** Prises de requin-taupe commun:espadon/thonidés telles qu’observées dans la pêcherie palangrière pélagique japonaise.

**Figure 6** Ratios de prises de requin-taupe commun:espadon/thonidés tels qu’observés dans la pêcherie palangrière pélagique canadienne.

**Figure 7** Ratios de prises de requin-taupe commun:espadon/thonidés tels qu’observés dans la pêcherie d’espadon des Etats-Unis.

**Figure 8.** Pourcentage de requin-taupe commun observé dans la prise de thonidés et d’espadon en fonction de la longitude, l’hémisphère et le type d’engin (ligne principale multifilament et monofilament) utilisé pour estimer la prise potentielle de requin-taupe commun des flottilles palangrières ne soumettant pas de données et pêchant dans les zones des stocks.

**Figure 9.** Prise potentielle estimée de requin-taupe commun des flottilles palangrières ne soumettant pas de données en utilisant les ratios de capture pour le stock du Nord-Ouest. Les observations limitées dans toute la série temporelle donnent lieu à une incertitude non quantifiée dans les estimations.

**Figure 10.** Panneau de gauche: Prise potentielle estimée de requin-taupe commun des flottilles palangrières ne soumettant pas de données en utilisant les ratios de capture pour le stock du Sud-Ouest. Les observations très limitées dans toute la série temporelle donnent lieu à une incertitude élevée mais non quantifiée dans les estimations. Panneau de droite: Comparaison des estimations pour les flottilles palangrières ne soumettant pas de données ayant des niveaux de capture déclarés dans le jeu de données de la Tâche I pour la zone du stock de l’Atlantique Sud-Ouest.

**Figure 11.** Prises par pavillon de requin-taupe commun de l’Atlantique Nord-Est utilisées dans l’évaluation. Bien que ces captures ne soient pas considérées comme les meilleures données disponibles, on pense qu’elles sous-estiment les prises palangrières pélagiques de cette espèce.

**Figure 12.** Prises par pavillon de requin-taupe commun de l’Atlantique Nord-Ouest disponibles pour l’évaluation, y compris la prise estimée par les flottilles palangrières ne soumettant pas de données qui, dans ce cas, représentent une faible proportion du total.

**Figure 13.** Comparaison des compilations des captures de l’Atlantique Nord-Ouest réalisées à la réunion, y compris estimations de la prise des flottilles palangrières ne soumettant pas de données, et celles communiquées dans le SCRS/2009/095. Des différences relativement petites dans ces compilations des captures justifient la réalisation de recherches supplémentaires.

**Figure 14.** Séries de CPUE pour le stock de requin-taupe commun du Nord-Ouest (figures du haut), du stock du Nord-Est (figures en bas à gauche) et du stock du Sud-Ouest (figure en bas à droite).

**Figure 15.** Données de capture et de CPUE pour le requin-taupe commun de l’Atlantique Nord-Est.

**Figure 16.** Pour le scénario du modèle de BSP du requin-taupe commun de l’Atlantique Nord-Ouest ajusté aux six séries canadiennes pondérées de façon égale, (a) tendance de la biomasse (ligne) et séries de CPUE (points) ajustées, (b) distributions à priori (ligne) et à posteriori (points) de  $r$ , (c) distributions à priori et à posteriori de  $K$ , et (d) médiane et intervalle de crédibilité de 80% pour la biomasse par rapport à  $B_{PME}$  sans activité de pêche après 2004.

**Figure 17.** Pour le modèle de BSP terminant en 2009 avec une pondération égale, et les séries de CPUE du Canada, des Etats-Unis et de l’Espagne, (a) séries de CPUE et tendance de la biomasse ajustée, (b) distribution à priori (ligne) et à posteriori (points) de  $K$ , (c) distributions à priori et à posteriori de  $r$ , médiane et intervalle de crédibilité de 80% de (d) la biomasse par rapport à  $B_{PME}$  et (e)  $F$ .

**Figure 18.** Diagrammes de phases montrant la valeur prévue de  $B/B_{PME}$  et de  $F/F_{PME}$  au cours de l’année actuelle, qui est soit 2005 (losanges) ou 2009 (cercles), pour les scénarios décrits dans le Tableau BSP NW 1, ainsi que les valeurs approximatives du SCRS/2009/095 (carrés).  $B/B_{PME}$  a été calculée d’après le SCRS/2009/095 en tant que  $N_{2009}/N_{1961}$  multiplié par 2. Les barres d’erreur sont l’écart type plus un et moins un.

**Figure 19.** Résultats du BSP pour le requin-taupe commun de l’Atlantique Sud-Ouest, avec les séries de CPUE uruguayennes et une pondération égale des points de données et des prises de la Tâche I de l’ICCAT (scénario SW1), (a) séries de CPUE et tendance de la biomasse ajustée, (b) distribution à priori (ligne) distribution à posteriori (points) de  $K$ , (c) distributions à priori et à posteriori de  $r$ , médiane et intervalle de crédibilité de 80% de (d) la biomasse par rapport à  $B_{PME}$  et (e)  $F$ .

**Figure 20.** Modèle de BSP pour l’Atlantique Sud-Ouest en postulant que les prises sont proportionnelles à l’effort (scénario SW3), avec la constante de proportionnalité calculée avec les données de 2005-2006, (a) séries de CPUE et tendance de la biomasse ajustée, (b) distribution à priori (ligne) distribution à posteriori (points) de  $K$ , (c) distributions à priori et à posteriori de  $r$ , (d) prises estimées (ligne) et déclarées (points) et médiane et intervalle de crédibilité de 80% de (e) la biomasse par rapport à  $B_{PME}$  et (f)  $F$ .

**Figure 21.** Résultats de BSP pour le requin-taube commun de l'Atlantique Sud-Ouest, avec les prises estimées d'après le ratio de requin-taube commun par rapport aux thonidés et l'espadon (scénario SW5), (a) séries de CPUE et tendance de la biomasse ajustée, (b) distribution à priori (ligne) distribution à posteriori (points) de  $K$ , (c) distributions à priori et à posteriori de  $r$ , médiane et intervalle de crédibilité de 80% de (d) la biomasse par rapport à  $B_{PME}$  et (e)  $F$ .

**Figure 22.** Diagrammes de phases pour le requin-taube commun de l'Atlantique Sud-Ouest, montrant l'état en 2009 des résultats des scénarios du modèle de BSP (losanges) et des résultats du modèle de production structuré par âge sans capture (carré). Les barres d'erreur sont l'écart type plus un et moins un.

**Figure 23.** Pondération égale. Espagne (zones 4 et 5) et France (standardisé), avec les données de capture de 1926 et un maximum de  $K$  établi à 100.000 (scénario NE1), (a) séries de CPUE et tendance de la biomasse ajustée, (b) distribution à priori (ligne) distribution à posteriori (points) de  $K$  et médiane et intervalle de crédibilité de 80% de (c) la biomasse par rapport à  $B_{PME}$  et (d)  $F$ .

**Figure 24.** Diagrammes de phases montrant l'état actuel du requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est pour le modèle de BSP (losanges) et le modèle d'ASPM (carrés). Les barres d'erreur sont l'écart type plus un et moins un.

**Figure 25.** Ajustement de la fonction de sélectivité logistique aux données de fréquence d'âge estimées d'après les tailles de requins-taubes communs observées par le programme d'observateurs de la palangre uruguayenne.

**Figure 26.** Ajustement à l'indice de CPUE de l'Uruguay et indice historique de raréfaction basés sur le postulat de conditions vierges en 1961 pour le requin-taube commun de l'Atlantique Sud-Ouest. La ligne pleine représente l'ajustement à l'indice de l'Uruguay et la ligne en pointillé l'ajustement à l'indice historique de raréfaction.

**Figure 27.** Tendance de la biomasse relative du stock reproducteur (SSB) pour le modèle CFASP en postulant des conditions vierges en 1961 pour le requin-taube commun de l'Atlantique Sud-Ouest. Les points indiqués sur la ligne correspondent à la raréfaction au début de la période moderne (1982) et à la raréfaction actuelle (2008).

**Figure 28.** Ajustement de la fonction de sélectivité logistique aux données de fréquence d'âge estimées d'après les tailles de requins-taubes communs enregistrées auprès de la flottille palangrière française.

**Figure 29.** Raréfaction en termes de biomasse totale (panneau du haut) et de nombres (panneau du bas) pour le modèle SPAS en postulant des conditions vierges en 1926 pour le requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est. Les points indiqués sur la ligne correspondent à la raréfaction au début de la période moderne (1972) et à la raréfaction actuelle (2008).

**Figure 30.** Trajectoires de la biomasse relative et de la mortalité par pêche pour le modèle SPAS en postulant des conditions vierges en 1926 pour le requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est.

**Figure 31.** Ajustements du modèle aux prises (panneau du haut) et aux indices de CPUE pour le modèle ASPM en postulant des conditions vierges en 1926 pour le requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est.

**Figure 32.** Trajectoires de la médiane de  $B/B_{PME}$  pour chaque stratégie totale de capture. Chaque ligne représente l'un des cinq scénarios crédibles du modèle BSP.

**Figure 33.** Analyse par recrue, (en haut à gauche : schéma de sélection, en haut à droite : géniteur par recrue, en bas à gauche : production par recrue, en bas à droite : production vs. SSB).

**Figure 34.** Analyse par recrue pour une longueur maximum au débarquement (MLL) 100% efficace (en haut à gauche : schéma de sélection, en haut à droite : géniteur par recrue, en bas à gauche : production par recrue, en bas à droite : production vs. SSB).

## FIGURAS

**Figura 1.** Mapas de los límites de ICCAT, NAFO e ICES en el Atlántico norte.

**Figura 2.** Distribución de los stocks de marrajo sardinero (*Lamna nasus*).

**Figura 3.** Capturas declaradas y estimadas de marrajo sardinero del Atlántico en la Tarea I (a 12 de junio de 2009).

**Figura 4.** Distribución de la densidad de anzuelos pescados por la pesquería de palangre para los túnidos y especies afines del Atlántico en 1950-2007 solapada con la distribución del marrajo sardinero en el Atlántico.

**Figura 5.** Capturas de marrajo sardinero:pez espada/túnidos observadas en la pesquería japonesa de palangre pelágico.

**Figura 6.** Ratios de captura de marrajo sardinero:pez espada/túnidos observadas en la pesquería canadiense de palangre pelágico.

**Figura 7.** Ratios de captura de marrajo sardinero:pez espada/túnidos observadas en la pesquería estadounidense de pez espada.

**Figura 8.** Porcentaje de marrajo sardinero observado en la captura de túnidos y pez espada en función de la longitud, hemisferio y tipo de arte (multifilamento frente a monofilamento) utilizado para estimar la captura potencial de marrajo sardinero de las flotas de palangre que no comunican datos y que pescan en las zonas del stock.

**Figura 9.** Captura potencial estimada de marrajo sardinero de las flotas de palangre que no comunican datos utilizando los ratios de captura para el stock del noroeste. Las observaciones limitadas en la serie temporal producen una incertidumbre sin cuantificar en las estimaciones.

**Figura 10.** Panel izquierdo: Captura potencial estimada de marrajo sardinero de las flotas de palangre que no comunican datos utilizando los ratios de captura para el stock del sudoeste. Las observaciones muy limitadas en la serie temporal producen una incertidumbre elevada pero sin cuantificar en las estimaciones. Panel derecho: Comparación de estimaciones para las flotas de palangre que no comunican datos con niveles de captura declarada en el conjunto de datos de Tarea I para la zona del stock del sudoeste.

**Figura 11.** Captura por pabellón de marrajo sardinero del Atlántico nororiental utilizada en la evaluación. Aunque estas capturas se consideran las mejores disponibles, se cree que son una subestimación de las capturas de palangre pelágico de esta especie.

**Figura 12.** Captura por pabellón de marrajo sardinero del Atlántico noroccidental disponible para la evaluación, incluyendo la captura estimada de las flotas de palangre que no comunican datos que, en este caso representan una pequeña proporción del total global.

**Figura 13.** Comparación de las recopilaciones de captura del Atlántico noroccidental realizadas en esta reunión, incluyendo estimaciones de captura de las flotas de palangre que no comunican datos, con las presentadas en el SCRS/2009/095. Existen diferencias relativamente pequeñas en estas recopilaciones de captura que justifican una investigación más en profundidad.

**Figura 14.** Serie de CPUE para el stock de marrajo sardinero NW (arriba), el stock NE (abajo izquierda), y el stock SW (abajo derecha).

**Figura 15.** Datos de captura y CPUE para el marrajo sardinero del Atlántico nororiental.

**Figura 16.** Para el marrajo sardinero del Atlántico noroccidental, el modelo BSP se ajustó a las seis series canadienses ponderadas por igual, (a) se ajustó a la tendencia de biomasa (línea) y a la serie de CPUE (puntos), (b) a las distribuciones previa (línea) y posterior (puntos) de  $r$ , (c) a las distribuciones previa y posterior de  $K$ , y (d) a la mediana y al intervalo de credibilidad del 80% para la biomasa relativa a  $B_{RMS}$  sin pesca después de 2004.

**Figura 17.** Para el modelo BSP que termina en 2009 con igual ponderación, y las series de CPUE canadiense, estadounidense y española, (a) serie de CPUE y tendencia de biomasa ajustada, (b) distribuciones previa (línea) y posterior (puntos) de  $K$ , (c) distribuciones previa y posterior de  $r$  y mediana e intervalo de credibilidad del 80% de (d) biomasa relativa a  $B_{RMS}$  y (e)  $F$ .

**Figura 18.** Diagramas de fase que muestran el valor esperado de  $B/B_{RMS}$  y  $F/F_{RMS}$  en el año actual, que es 2005 (rombos) o 2009 (círculos), para los ensayos descritos en la Tabla BSP NW 1, así como los valores aproximados del SCRS/2009/095 (cuadrados).  $B/B_{MSY}$  se calculó aproximadamente a partir del SCRS/2009/095 como  $N_{2009}/N_{1961}$  multiplicado por dos. Las barras de error son la desviación estándar más y menos uno.

**Figura 19.** Resultados de BSP para el marrajo sardinero del Atlántico sudoccidental, con la serie de CPUE uruguaya y una ponderación igual de los puntos de datos y las capturas de la Tarea I de ICCAT (ensayo SW1), (a) serie de CPUE y tendencia de biomasa ajustada, (b) distribuciones previa (línea) y posterior (puntos) de  $K$ , (c) distribuciones previa y posterior de  $r$  y mediana e intervalo de credibilidad del 80% de (d) biomasa relativa a  $B_{RMS}$  y (e)  $F$ .

**Figura 20.** Modelo BSP para el Atlántico sudoccidental asumiendo que las capturas son proporcionales al esfuerzo (Ensayo SW3), con la constante de proporcionalidad calculada con datos de 2005-2006, (a) serie de CPUE y tendencia de biomasa ajustada, (b) distribuciones previa (línea) y posterior (puntos) de K, (c) distribuciones previa y posterior de r, (d) capturas estimadas (línea) y declaradas (puntos) y mediana e intervalo de credibilidad del 80% de (e) biomasa relativa a  $B_{RMS}$  y (f) a F.

**Figura 21.** Resultados de BSP para el marrajo sardinero del Atlántico sudoccidental con capturas estimadas a partir de la ratio entre marrajo sardinero y túnidos y pez espada (ensayo SW5), (a) serie de CPUE y tendencia de biomasa ajustada, (b) distribuciones previa (línea) y posterior (puntos) de K, (c) distribuciones previa y posterior de r, y mediana e intervalo de credibilidad del 80% de (d) biomasa relativa a  $B_{RMS}$  y (e) F.

**Figura 22.** Diagrama de fase para el marrajo sardinero del Atlántico sudoccidental, mostrando la situación en 2009 a partir de resultados de los ensayos del modelo BSP (rombos) y del modelo de producción estructurado por edad sin captura (cuadrados). Las barras de error son la desviación estándar más y menos uno.

**Figura 23.** Ponderación igual. España (áreas 4 y 5) y Francia (estandarizada), con datos de captura desde 1926 y máximo de K establecido en 100000 (ensayo NE1), (a) serie de CPUE y tendencia de biomasa ajustada, (b) distribuciones previa (línea) y posterior (puntos) de K, y mediana e intervalo de credibilidad del 80% de (c) biomasa relativa a  $B_{RMS}$  y (d) F.

**Figura 24.** Diagrama de fase que muestra la situación actual del marrajo sardinero del Atlántico nororiental para el modelo BSP (rombos) y el modelo ASPM (cuadrados). Las barras de error son la desviación estándar más y menos uno.

**Figura 25.** Función de selectividad logística ajustada a los datos de frecuencia de edad estimada a partir de tallas de marrajo sardinero observadas en el programa de observadores pelágicos de Uruguay.

**Figura 26.** Ajuste al índice de CPUE uruguayo e índice de merma histórico basado en asumir una situación virgen en 1961 para el marrajo sardinero del Atlántico sudoccidental. La línea sólida es el ajuste al índice uruguayo y la línea sombreada es el ajuste al índice de merma histórica.

**Figura 27.** Tendencia de la biomasa relativa del stock reproductor (SSB) para el modelo CFASP asumiendo una situación virgen en 1961 para el marrajo sardinero del Atlántico sudoccidental. Los puntos de la línea corresponden a la merma al principio del periodo moderno (1982) y a la merma actual (2008).

**Figura 28.** Función de selectividad logística ajustada a los datos de frecuencia de edad estimada a partir de tallas de marrajo sardinero consignadas en la flota de palangre francés.

**Figura 29.** Merma en biomasa total (panel superior) y números (panel inferior) para el modelo SPAS asumiendo una situación virgen en 1926 para el marrajo sardinero del Atlántico nororiental. Los puntos de la línea corresponden a la merma al inicio del periodo moderno (1972) y a la merma actual (2008).

**Figura 30.** Trayectorias de biomasa relativa y mortalidad por pesca para el modelo SPAS asumiendo una situación virgen en 1926 para el marrajo sardinero del Atlántico nororiental.

**Figura 31.** Ajustes del modelo a las capturas (panel superior) e índices de CPUE para modelo ASPM asumiendo una situación virgen en 1926 para el marrajo sardinero del Atlántico nororiental.

**Figura 32.** Mediana de las trayectorias de  $B/B_{RMS}$  para cada estrategia de captura total. Cada línea es uno de los cinco ensayos del modelo BSP creíbles.

**Figura 33.** Análisis por recluta, arriba-izquierda) patrón de selección, arriba-derecha) reproductor por recluta, abajo-izquierda) rendimiento por recluta, abajo-derecha) rendimiento frente a SSB.

**Figura 34.** Análisis por recluta para una talla máxima de desembarque (MLL) 100% efectiva, arriba-izquierda) patrón de selección, arriba-derecha) reproductor por recluta, abajo-izquierda) rendimiento por recluta, abajo-derecha) rendimiento frente a SSB.

## **APPENDICES**

- Appendice 1 :** Ordre du jour
- Appendice 2 :** Liste des participants
- Appendice 3 :** Liste des documents

## **APÉNDICES**

- Apéndice 1.** Orden del día
- Apéndice 2.** Lista de participantes
- Apéndice 3.** Lista de documentos

**Table 1.** Summary of porbeagle biological parameters, adapted from Francis et al (2008).<sup>a</sup>

Parameter	Southern hemisphere stock(s) <sup>b</sup>		NW Atlantic		NE Atlantic	
	Value	Source	Value	Source	Value	Source
Length–weight relationship (kg, cm)	F+M: $W=8.91 \times 10^{-6} FL^{3.128}$ (juveniles < 150 cm)	1	F+M: $W=5 \times 10^{-5} FL^{2.713}$ F+M: $W = 1.4823 \times 10^{-5} FL^{2.9641}$	4 18	F+M: $W= 1.292 \times 10^{-4} TL^{2.4644}$ F: $W= 3 \times 10^{-5} FL^{2.8164}$ M: $W=5 \times 10^{-5} FL^{2.7290}$	15 14 14
Length at birth (cm)	58–67 FL	1, 2	60–75 FL	16, 17	Similar to NW Atlantic?	
Length at maturity (cm)	F: 170–180 FL M: 140–150 FL	3	F: 210–230 FL; 50% 218 FL M: 162–185 FL; 50% 174 FL	6 6	F: 200-250 FL M: 150-200 FL	12 12
Growth	NZ: $FL=66.5+19.8 \text{ Age}$ Aust: $FL=65.4+16.1 \text{ Age}$ (juveniles < 150 cm)	1	F+M: $FL=289.4(1-e^{-0.066(t+6.06)})$ F: $FL=309.8(1-e^{-0.060(t+5.90)})$ M: $FL=257.7(1-e^{-0.080(t+5.78)})$	7	F+M: $FL=276.6(1-e^{-0.045(t+8.03)})$	13
Median age at maturity (yr)	F: ? M: ?		F: 13 M: 8	6, 7 6, 7	Similar to NW Atlantic?	
Age at recruitment (yr)	0–1	1	0–1	8	0-1?	
Maximum length (cm)	F: 214FL M: 204 FL	1, 2, 11	F: 317 FL; M: 262 FL	9	F: 278 FL; M: 253 FL	5
Longevity (yr)	> 60 <sup>19</sup>		> 26	10	>23	13
Natural mortality (yr <sup>-1</sup> )	?		0.10–0.20	4, 8	?	
Gestation period (months)	8–9	1, 2	8–9	6	8-9?	12
Reproductive cycle (yr)	≥ 1	1	1	6	1?	
Mean litter size	3.75	1, 2	3.7–4.0 (3.9)	6	3.7	5
Annual fecundity	≤ 3.75	1, 2	3.7–4.0 (3.9)	6	~3.7	5
Embryonic sex ratio	1:1	1, 2	1:1	6	1:1 ?	

<sup>a</sup>?, unknown; FL, fork length; TL, total length; PL, precaudal length; W, weight; M, males; F, females.

Sources: 1, Francis and Stevens (2000); 2, M. P. Francis, unpubl. data; 3, Francis and Duffy (in press); 4, Campana *et al.* (1999); 5, Gauld (1989); 6, Jensen *et al.* (2002); 7, Natanson *et al.* (2002); 8, Campana *et al.* (2001); 9, S. E. Campana, unpubl. data; 10, Campana *et al.* (2002a); 11, Forselledo *et al.* (XXXX); 12, Aasen (1961); 13 This report; 14, Jung (2008); 15, Ellis and Shackley (1995); 16, Aasen (1963); 17, Compagno (1984); 18, Kohler *et al.* (1995); 19 Francis *et al.* (2007).

<sup>b</sup> All values for the South Atlantic are currently unknown, but are probably closer to the South Pacific values than to those of the North Atlantic.







**Table 3.** Estimates of potential porbeagle catch for non-reporting longline fleets operating in the NW stock areas based on catch-ratios.

Year	Belize	China P.R.	Chinese Taipei	Cuba	EC.Portugal	Japan	Korea Rep.	Venezuela	Barbados	Cambodia	Libya	NEI (ETRO)	NEI (Flag related)	Norway	Panama	Philippines	Seychelles	Sierra Leone	St. Vincent and Grenadines	Trinidad and Tobago	U.S.S.R.	UK.Bermuda	Grand Total	
1962						0.5																	0.5	
1963						29.9																		29.9
1964						28.0								0.4										28.4
1965						57.0								0.0										57.1
1966						36.0								0.1										36.1
1967						20.8																		20.8
1968			0.5	0.1		15.8																		16.4
1969			8.6	0.6		15.1																		24.3
1970			7.1	0.0		39.6																		46.8
1971			9.2	0.1		101.3																0.0		110.6
1972			28.0	0.4		16.3	1.4								0.0							0.0		46.1
1973			40.6	0.1		50.3	1.0								0.5							0.0		92.5
1974			36.2	0.1		51.3	0.6								0.1									88.3
1975			39.7	0.2		17.9	5.6								0.4							0.0		63.8
1976			62.8	0.3		82.1	20.3								8.9									174.4
1977			61.9	0.0		78.6	39.7								3.9									184.2
1978			54.4	0.0		59.8	14.1								6.0									134.4
1979			49.2	0.1		95.6	23.5								2.8									171.3
1980			29.8	0.0		121.8	1.3								1.1									154.0
1981			20.5	0.0		145.7	0.5								0.8									167.5
1982			32.6	0.1		44.1	0.8					0.1												77.6

1983			38.2	0.4		61.7	0.6					0.0	2.7									103.5	
1984			66.1	0.2		50.2	0.2	0.1					2.7							0.1			119.6
1985			57.1	0.4		61.4	0.2						1.9										121.1
1986			95.6	0.8		64.5	2.4						5.9		18.3								187.4
1987			40.7	0.1		74.4		7.4					3.9										126.5
1988			6.9	0.0		71.4		10.6				0.3	0.4										89.5
1989			3.2			49.1		13.1															65.4
1990			0.3			54.9		2.5															57.6
1991						42.5		0.9															43.4
1992			0.0			46.8		1.9		0.8		0.0											49.5
1993		0.0	3.9			28.7		1.8		0.3		0.1											34.7
1994		0.1	9.9			27.0		4.2		0.1	0.0	0.4											41.6
1995		0.0	12.1			10.8		1.4		0.0		0.4											24.7
1996		0.1	26.9			9.9		6.7		0.6	0.2	1.8											46.1
1997			17.9			9.1		2.4	0.1	0.2	0.1	1.6											31.4
1998			13.4		0.7	19.5		8.5	0.3	0.2		5.7			0.0								48.3
1999			27.3		0.7	34.9		9.1	0.8	0.0	0.9	0.2	8.5		0.0						0.1		82.4
2000			19.1		0.0	22.9		5.6	0.2		0.2	0.1	2.8		0.4	0.0	0.0	3.7			0.1		55.3
2001			17.9			27.2		2.2	0.4		0.0	0.3	1.9		0.2		0.0	3.1			0.1		53.3
2002			22.5			21.1		0.2	0.1		0.4	0.0	0.0				0.8						45.7
2003			11.6		0.0	7.3		0.1	0.1		0.2	0.0	0.0										19.3
2004			7.7	0.7		19.6			0.1			0.0											29.3
2005			6.8	1.0		27.3		0.0	0.1			0.0					0.0						36.1
2006			4.7	0.8	0.0	18.3			0.4		0.1	0.0											24.3
2007	0.1		2.6		0.1	5.2			0.1								1.6				0.1		9.8

**Table 4.** Estimates of potential porbeagle catch for non-reporting longline fleets operating in the SW stock areas based on catch-ratios.

Year	Argentina	Barbados	Belize	Brasil	Cambodia	China P.R.	Chinese Taipei	Cuba	EC.España	EC.Portugal	Japan	Korea Rep.	Libya	NEI (ETRO)	NEI (Flag related)	Panama	Philippines	Russian Federation	Seychelles	St. Vincent and Grenadines	Trinidad and Tobago	U.S.A.	U.S.S.R.	Venezuela	Grand Total	
1956											0.8														0.8	
1957											1.0															1.0
1958				7.4							0.4															7.8
1959	14.3			25.3							2.4															42.0
1960	18.5			20.1							13.5															52.1
1961	26.8			21.8							4.2															52.8
1962	53.0			7.7							21.3															82.0
1963	109.4			11.1				0.0			33.6															154.2
1964	85.8			7.8				0.0			68.6	0.0														162.2
1965	73.7			3.8			0.0	0.0			68.4	0.0														146.1
1966	11.1			2.8			0.0	0.0			22.6	0.5														37.1
1967	8.3			3.9			0.1				14.4	1.3														28.0
1968	18.0			4.3			2.8	0.5			23.1	15.0											0.0			63.8
1969	10.3			3.0			30.9	1.8			329.5	16.1											0.0			391.6
1970	8.6			4.6			142.1	0.1			295.6	11.5											0.0			462.5
1971	5.9			2.9			59.6	0.1			24.7	11.1											0.0			104.3
1972	22.9			2.2			37.4	0.1			81.0	27.5											0.0			171.5
1973	19.7			3.0			40.5	0.2			2.6	28.1				0.4							0.0			106.7
1974	9.9			7.9			59.6	0.6			0.0	31.9				6.5							0.0			116.5
1975	20.2			8.5			26.2	0.2			0.2	24.3				2.5							0.0			82.2
1976	25.5			7.0			32.6	0.4				20.0				5.2										90.8
1977	24.2			15.1			33.0	0.1			0.1	54.8				2.0										129.2
1978	2.5			67.9			57.8	0.1			1.1	14.9				2.1							0.0			146.4
1979				74.4			73.8	0.2			0.1	13.2				1.5										163.2
1980	0.3			58.6			56.9	0.3			17.5	16.0				3.9										153.5

1981	0.6	103.2		52.2	0.3			57.2	14.0			1.8			0.0	246.8
1982		97.8		50.5	1.1			8.9	11.5			3.6			0.3	266.7
1983		85.4		34.9	1.3			1.0	10.9		1.0	4.7		0.1	1.2	289.1
1984		56.1		19.9	0.5			0.1	9.8		0.5	4.9		0.0	0.8	304.1
1985		50.4		26.7	2.1			35.3	12.4		0.7	15.3		0.0	1.0	319.7
1986		141.0		59.9	0.3			121.9	5.7		1.6	12.5			0.6	420.3
1987		94.7		72.1	1.1	0.8		91.7	5.3		9.3				0.1	348.0
1988		95.8		84.9	0.2			117.6	6.3		22.6	0.8		0.0	0.4	381.9
1989		101.5		108.2	0.2			15.2	19.0	13.9	35.6	7.1		0.0	0.3	341.1
1990		95.5		142.3	1.1	0.7		37.2	3.3		1.9	11.1	8.0			328.0
1991		81.0		72.6	0.0	12.9		47.7	2.8		0.1	7.8	13.6			256.1
1992		128.0		191.9	0.2	12.0		11.5	1.5	0.1	0.1	13.6	1.6			384.5
1993		59.6	0.1	85.0		32.5		12.6	0.5	0.2	0.4	9.5	5.6			212.7
1994		32.4	0.6	145.9		34.9		13.7	2.2	0.1	0.7	21.5	24.2			281.4
1995	0.1	48.8	0.3	56.7		42.8		5.6	0.9	0.0	0.4	7.5	4.0			180.1
1996	0.0	32.8	0.0	167.6		27.8		5.9	6.4	0.1	1.0	44.9	20.9			326.5
1997	0.2	36.0	0.0	64.9	0.0	24.5	0.5	4.0	1.2	0.0	0.6	22.4	2.6			174.6
1998	0.4	37.5	0.0	170.2		11.0		0.7		0.0	1.1	35.5	0.2			279.0
1999	0.1	58.0	0.0	12.7	72.9	12.3		1.2		0.0	0.4	10.3	0.1	0.1		183.6
2000	0.4	60.1	35.6	83.7	19.8	0.0	6.7	0.1	0.4	14.9	1.0	0.3	0.1	0.6	0.6	240.2
2001	0.1	66.6	3.8	28.9	13.3	0.6	4.5	0.1	0.1	3.0		0.1		0.6	0.6	141.8
2002	0.6	73.7	0.0	92.7	12.5	0.5	3.4	0.1	0.0	1.1		0.2	0.0	0.4	0.4	204.7
2003	0.3	49.4	5.4	94.6	13.9	1.0	2.3	0.1	0.0	0.5		0.2				188.5
2004	0.1	36.9	3.8	39.4	17.8	0.7	11.0			0.0		1.0				138.3
2005	0.1	0.0	52.3	1.6	43.2	20.6	0.6	2.8	0.0		0.0	3.0	0.0			153.9
2006	0.2		31.9	1.9	46.8	13.4	1.2	3.4		0.0	0.0	0.5		0.0	0.0	118.5
2007	0.1	0.7	22.6	6.4	98.5	17.3	1.7	3.6	3.0					0.3		164.6

**Table 5.** Estimated harvest levels of northeastern Atlantic porbeagle by flag adopted by the Working Group for the assessment.

Year	EC.Denmark	EC.España	Norway	EC.France	EC.Germany	EC.Ireland	EC.Netherlands	EC.Portugal	EC.Sweden	EC.United Kingdom	Iceland	Japan	Norway	Faroes	U.S.A.	EC.Italy	EC.Malta	Total
1925																		0.0
1926			279.0										279.0					279.0
1927			457.0										457.0					457.0
1928			611.0										611.0					611.0
1929			832.0										832.0					832.0
1930			1,505.0										1,505.0					1,505.0
1931			1,106.0										1,106.0					1,106.0
1932			1,603.0										1,603.0					1,603.0
1933			3,884.0										3,884.0					3,884.0
1934			3,626.0										3,626.0					3,626.0
1935			1,993.0										1,993.0					1,993.0
1936			2,459.0										2,459.0					2,459.0
1937			2,805.0										2,805.0					2,805.0
1938			2,733.0										2,733.0					2,733.0
1939			2,213.0										2,213.0					2,213.0
1940			104.0										104.0					104.0
1941			283.0										283.0					283.0
1942			288.0										288.0					288.0
1943			351.0										351.0					351.0
1944			321.0										321.0					321.0
1945			927.0										927.0					927.0
1946			1,088.0										1,088.0					1,088.0
1947			2,824.0										2,824.0					2,824.0
1948			1,914.0										1,914.0					1,914.0
1949			1,251.0										1,251.0					1,251.0
1950	1,900.0	4.5	1,358.0										1,358.0					3,262.5
1951	1,600.0	3.0	778.0										778.0					2,381.0
1952	1,600.0	3.0	606.0										606.0					2,209.0

1953	1,100.0	3.7	712.0						712.0	100.0	1,915.7	
1954	700.0	1.0	594.0						594.0	300.0	1,595.0	
1955	600.0	1.9	897.0						897.0	100.0	1,598.9	
1956	400.0	1.2	871.0						871.0		1,272.2	
1957	600.0	3.1	1,097.0						1,097.0	100.0	1,800.1	
1958	900.0	2.6	1,080.0				7.0		1,080.0	300.0	2,289.6	
1959	600.0	3.4	1,183.0				9.0		1,183.0	600.0	2,395.4	
1960	400.0	2.2	1,929.0				10.0		1,929.0	500.0	2,841.2	
1961	600.0	5.3	2,145.0				9.0		1,053.0		1,667.3	
1962	400.0	7.2	1,771.0				20.0		444.0		871.2	
1963	200.0	3.1	4,554.0				17.0		121.0		341.1	
1964	300.0	5.6	5,594.0				5.0		89.0		399.6	
1965	200.0	4.5	2,329.0				8.0		204.0		416.5	
1966	200.0	9.3	576.0				6.0		218.0		433.3	
1967	200.0	8.4	305.0				7.0		305.0		520.4	
1968	100.0	11.0	881.0				7.0		612.0		730.0	
1969	100.0	10.9	909.0				3.0		909.0		1,022.9	
1970	200.0	9.8	269.0				5.0		269.0		483.8	
1971	400.0	10.5	211.0	546.0			7.0		211.0		1,174.5	
1972	500.0	10.0	293.0	915.0			15.0	6.0	206.0		1,652.0	
1973	158.0	11.9	230.0	538.0	4.0		21.0	2.0	230.0		964.9	
1974	170.0	9.0	165.0	373.0	3.0		13.0	2.0	165.0		735.0	
1975	265.0	11.7	304.0	514.0	3.0		1.0	13.0	4.0	304.0	1,115.7	
1976	233.0	8.8	259.0	661.0			3.0	20.0	3.0	259.0	1,187.8	
1977	289.0	10.3	77.0	454.0					3.0	77.0	833.3	
1978	112.0	11.3	76.0	834.0						76.0	1,033.3	
1979	72.0	8.0	106.0	1,092.0			5.0	1.0	1.0	106.0	1,285.0	
1980	176.0	11.8	84.0	896.0			8.0	3.0	1.0	84.0	1,179.8	
1981	158.0	12.5	93.0	768.0			5.0	2.0	1.0	93.0	1,039.5	
1982	84.0	14.2	33.0	199.0			6.0	1.0	1.0	33.0	338.2	
1983	45.0	28.0	33.0	791.0			5.0	2.0	1.0	33.0	905.0	
1984	38.0	20.0	97.0	411.0			9.0	5.0	1.0	80.0	564.0	
1985	72.0	23.1	80.0	254.0			10.0	12.0	1.0	80.0	452.1	
1986	114.0	25.5	24.0	260.0			8.0	6.0	1.0	24.0	438.5	
1987	56.0	30.0	25.0	280.0			3.0	5.0	3.0	1.0	25.0	403.0
1988	33.0	60.9	12.0	446.0			3.0	3.0	3.0	1.0	12.0	561.9

1989	33.0	40.0	27.0	341.0			1.6	3.0	15.0	1.0	27.0				461.6
1990	46.0	25.9	45.0	551.0			2.0	1.7	8.7		45.0				680.3
1991	85.0	46.5	35.0	300.0			1.1	2.4			35.0				470.0
1992	80.0	15.0	43.0	496.0			0.3	3.8		1.0	43.0				639.1
1993	91.3	20.5	24.0	633.0	1.0		1.0	2.5		3.0	24.0				776.3
1994	93.0	49.0	26.0	820.0			1.0	2.1		4.1	26.0	48.0		0.1	1,043.4
1995	86.0	17.4	28.0	565.0			1.0	2.2	0.1	6.0	28.0	44.0		0.2	749.9
1996	72.0	38.8	31.0	267.0			1.0	1.1		5.0	3.0	31.0	8.0	1.0	427.9
1997	69.0	23.0	19.0	315.0			1.0	1.3		2.9	2.0	19.0	9.0	0.2	442.4
1998	85.0	21.6	28.0	219.0	2.0		1.0	0.5	0.6	4.4	28.0	7.0		0.9	370.0
1999	107.0	15.0	34.0	239.7	0.3	7.9	0.1	0.8	6.2	2.3	34.0	10.0		0.3	423.5
2000	73.0	11.3	23.0	410.0	16.7	1.0	15.2	1.1	7.5	1.6	23.0	13.0		0.5	573.8
2001	76.0	23.3	17.0	361.0	1.1	6.0	4.2	0.5	11.9	2.9	17.0	8.0		1.1	513.0
2002	42.0	49.3	14.0	461.0	3.0	3.3	10.6		10.2	1.7	14.0	10.0	0.0	0.0	605.1
2003	21.0	22.3	19.0	303.1	5.0	11.0	3.9		25.0	1.2	19.0	14.0		0.1	425.6
2004	20.0	8.8	24.4	412.8	6.8	18.2	57.0	4.7	24.0	1.2	24.4	5.0	2.4	0.5	585.9
2005	4.0	10.5	11.0	276.3	4.5	3.1	10.3	0.1	24.4	0.3	11.0	19.0	1.1	0.6	365.2
2006	3.0	25.6	27.4	194.2	0.4	3.7	6.4	0.0	11.4	0.8	27.4	21.0	0.7		294.6
2007	2.0	6.3	9.8	353.9		7.8	0.1	1.6	0.8	26.0	0.1	9.8		0.5	408.8
2008	1.0	31.6		221.0		7.0	0.9	0.3	13.0	0.2	12.0				287.0



**Table 6.** Estimated harvest levels of northwestern Atlantic porbeagle by flag. The column labeled SCRS/2009/05 represents the catch compilation used in the assessment presented in that document and the %Diff column represents the percentage difference between the estimates compiled at this meeting and SCRS/2009/095.

Year	Faroe Islands	Canada	EC.España	EC.Portugal	Japan	St.Pierre et Miquelon	Norway	U.S.A.	Non-reporting LL	NWToT	SCRS/09/95	% Diff
1961	100.0						1,824.0			1,924.0	1,924.0	0.0%
1962	800.0						2,216.0			3,016.0	3,016.0	0.0%
1963	800.0						5,763.0		0.5	6,563.5	6,563.0	0.0%
1964	1,214.0						8,060.0		29.9	9,303.9	9,281.0	0.2%
1965	1,078.0	28.0					4,045.0		28.4	5,179.4	5,151.0	0.5%
1966	741.0						1,373.0		57.1	2,171.1	2,114.0	2.6%
1967	589.0								36.1	625.1	625.0	0.0%
1968	662.0						269.0		20.8	951.8	1,068.0	-12.2%
1969	865.0								16.4	881.4	1,073.0	-21.7%
1970	205.0								24.3	229.3	879.0	-283.3%
1971	231.0								46.8	277.8	452.0	-62.7%
1972	260.0						87.0		110.6	457.6	347.0	24.2%
1973	269.0								46.1	315.1	269.0	14.6%
1974									92.5	92.5	0.0	100.0%
1975	80.0								88.3	168.3	80.0	52.5%
1976	307.0								63.8	370.8	307.0	17.2%
1977	295.0								174.4	469.4	295.0	37.2%
1978	121.0	1.0							184.2	306.2	122.0	60.2%
1979	299.0	2.0							134.4	435.4	301.0	30.9%
1980	425.0	1.0							171.3	597.3	426.0	28.7%
1981	344.0								154.0	498.0	347.0	30.3%
1982	259.0	1.0						0.1	167.5	427.6	261.0	39.0%
1983	256.0	9.0						0.0	77.6	342.6	265.0	22.6%
1984	126.0	20.0					96.0	0.2	103.5	345.7	164.0	52.6%
1985	210.0	26.0						0.3	119.6	355.9	236.0	33.7%

1986	270.0	24.0				0.2	121.1	415.3	300.0	27.8%
1987	381.0	59.0				1.5	187.4	628.9	468.0	25.6%
1988	373.0	83.0	7.6			0.4	126.5	590.5	500.0	15.3%
1989	477.0	73.0	1.5			2.5	89.5	643.4	566.0	12.0%
1990	550.0	78.0	0.4			2.0	65.4	695.8	664.0	4.6%
1991	1,189.0	329.0	0.4			4.8	57.6	1,580.9	1,566.9	0.9%
1992	1,149.0	813.0	0.0			3.6	43.4	2,008.9	1,991.0	0.9%
1993	165.0	919.0	0.5			51.1	49.5	1,185.1	1,432.0	-20.8%
1994	48.0	1,575.0	3.4			107.5	34.7	1,768.6	1,578.0	10.8%
1995	44.0	1,353.2	1.2		7.0	35.3	41.6	1,482.3	1,364.0	8.0%
1996	8.0	1,050.5	2.4	2.0	40.0	77.7	24.7	1,203.3	1,100.0	8.6%
1997	9.0	1,334.1	2.2	2.0	13.0	55.8	46.1	1,460.3	1,336.7	8.5%
1998	7.0	1,070.1	3.1		20.0	12.5	31.4	1,144.2	1,095.1	4.3%
1999	10.0	965.3	3.2			3.2	48.3	1,030.0	966.8	6.1%
2000		902.3	1.9		13.0	1.1	82.4	1,000.7	940.7	6.0%
2001		498.6	0.8		2.0	0.9	55.3	557.6	528.4	5.2%
2002		236.6	5.1		1.0	0.9	53.3	296.9	235.6	20.6%
2003		142.4	4.2		2.0	0.0	45.7	194.3	142.9	26.4%
2004		231.5	2.3		4.0	0.6	19.3	257.8	228.5	11.4%
2005		202.2	3.5	0.5		0.0	29.3	235.4	210.4	10.6%
2006		192.2	7.9	0.0		0.4	36.1	236.7	198.8	16.0%
2007		93.4	1.7			0.1	24.3	119.4	99.0	17.1%
2008		125.0	9.5			0.0	9.8	144.3	162.0	-12.3%

**Table 7.** BSP model definitions, and posterior expected values and CVs of the estimated parameters for northwest Atlantic.

(a) Run definitions

Run	a3	a4	a402	a401	a403	NW1	NW2
Current year	2005	2005	2005	2005	2005	2009	2009
Last year of data	2004	2004	2002	2000	1998	2008	2008
Weighting of CPUEs	Catch	Equal	Equal	Equal	Equal	Equal	Equal

(b) Runs ending in 2005

Run	Catch weighted		Equal weight, data to 2004		Equal weight, to 2002		Equal weight, to 2000		Equal weight, to 1998	
	a3		a4		a401		a402		a403	
Parameter	EV	CV	EV	CV	EV	CV	EV	CV	EV	CV
K	69858	0.22	51149	0.17	47107	0.13	50985	0.20	58829	0.25
r	0.05	0.10	0.05	0.10	0.05	0.10	0.05	0.10	0.05	0.10
Binit	61252	0.24	44184	0.17	40463	0.10	44059	0.20	51092	0.26
MSY	844.96	0.23	615.82	0.18	567.15	0.15	614.08	0.21	709.55	0.26
repY	742.4	0.19	493	0.27	359	0.31	458.47	0.37	590.52	0.35
Bmsy	34929	0.22	25575	0.17	23554	0.13	25492	0.20	29414	0.25
Bcur	42205	0.42	16969	0.60	10154	0.56	16254	0.77	27209	0.68
Bcur/K	0.58	0.26	0.32	0.40	0.21	0.43	0.3	0.52	0.42	0.46
Bcur/Bmsy	1.16	0.26	0.64	0.40	0.42	0.43	0.6	0.52	0.85	0.46
Bcur/Binit	0.66	0.25	0.37	0.38	0.24	0.40	0.34	0.50	0.48	0.45
Ccur/MSY	0.27	0.24	0.36	0.15	0.39	0.13	0.37	0.17	0.33	0.23
Ccur/repY	0.31	0.25	0.47	0.27	0.67	0.30	0.55	0.42	0.45	0.66
Fcur/Fmsy	0.28	0.64	0.67	0.41	1.07	0.39	0.83	0.60	0.59	1.13

(c) Runs ending in 2009

Run	ICCAT catches		Catches est. from ratios	
	NW1		NW2	
Parameter	EV	CV	EV	CV
K	47650	0.13	50808	0.13
r	0.05	0.10	0.05	0.11
Binit	41198	0.11	43929	0.11
MSY	577.01	0.14	612.69	0.14
repY	476.41	0.20	504.64	0.21
Bmsy	23825	0.13	25404	0.13
Bcur	15608	0.40	16631	0.41
Bcur/K	0.32	0.30	0.32	0.31
Bcur/Bmsy	0.65	0.30	0.65	0.31
Bcur/Binit	0.37	0.27	0.37	0.28
Ccur/MSY	0.02	0.13	0.02	0.13
Ccur/repY	0.02	0.20	0.02	0.21
Fcur/Fmsy	0.03	0.31	0.03	0.32

**Table 8.** Decision table for the BSP model fitted to the six series in the Canadian 2005 assessment for northwest Atlantic porbeagle, with each data point weighted equally. Harvest policies are harvest rates (HR) as a fraction of total biomass.

<i>Horizon</i>	<i>Policy</i>	$E(B_{fin}/K)$	$E(B_{fin}/B_{msy})$	$P(B_{fin} < 0.2K)$	$P(B_{fin} > B_{msy})$	$P(B_{fin} > B_{cur})$	$P(F_{fin} < F_{cur})$
10 -year	HR= 0	0.42	0.85	0.01	0.25	1	1
	HR= 0.02	0.35	0.71	0.05	0.12	0.94	0.27
	HR= 0.04	0.29	0.59	0.16	0.04	0.15	0
	HR= 0.07	0.22	0.44	0.46	0	0	0
20 -year	HR= 0	0.53	1.07	0	0.55	1	1
	HR= 0.02	0.39	0.77	0.01	0.15	0.94	0.27
	HR= 0.04	0.27	0.55	0.17	0	0.15	0
	HR= 0.07	0.16	0.32	0.8	0	0	0
50 -year	HR= 0	0.82	1.63	0	1	1	1
	HR= 0.02	0.47	0.94	0	0.37	0.94	0.27
	HR= 0.04	0.24	0.48	0.26	0	0.15	0
	HR= 0.07	0.07	0.14	1	0	0	0

**Table 9.** BSP model definitions, and posterior expected values and CVs of the estimated parameters for southwest Atlantic.

(a) Run definitions

Run	SW1	SW2	SW3	SW4	SW5
Weighting of CPUE data	Equal	CV	CV	CV	CV
Catch data	ICCAT	ICCAT	Effort (2005-2006)	Effort (1997-2008)	Ratio
First year of fishery	1982	1982	1961	1961	1957

(b) Results

Run	ICCAT catch, equal wt		ICCAT catch, CV wt		Effort 2005-2006		Effort (1997-2007)		Catch from ratios	
	SW1	SW2	SW2	SW3	SW3	SW4	SW4	SW5	SW5	SW5
Parameter	EV	CV	EV	CV	EV	CV	EV	CV	EV	CV
K	952.59	5.87	1296.08	5.48	24777.77	8.70	11807.19	4.96	70699.21	7.77
r	0.05	0.21	0.05	0.21	0.05	0.20	0.05	0.21	0.05	0.21
Binit	940.16	5.91	1241.01	5.52	22895.47	8.78	10919.91	5	65230.25	7.83
Cat0	0.94	1.15	1.00	1.19	NA	NA	NA	NA	NA	NA
MSY	11.36	6.02	15.45	5.62	294.51	9.00	141.21	5.09	846.87	7.99
repY	3.05	2.11	2.70	4.07	39.90	4.42	10.91	4.55	79.62	4.85
Bmsy	476.29	5.87	648.04	5.48	12388.88	8.70	5903.6	4.96	35349.61	7.77
Bcur	787.52	7.07	1112.50	6.30	21446.80	9.96	11227.68	5.17	63028.19	8.65
Bcur/K	0.39	0.51	0.27	0.89	0.28	0.73	0.36	0.79	0.18	1.12
Bcur/Bmsy	0.78	0.51	0.53	0.89	0.57	0.73	0.72	0.79	0.36	1.12
Bcur/Binit	0.40	0.50	0.28	0.89	0.31	0.73	0.4	0.8	0.2	1.12
Ccur/MSY	1.09	0.39	1.27	0.39	0.11	0.87	0.4	0.49	1.64	0.27
Ccur/repY	1.42	3.35	2.86	1.71	0.20	1.99	0.74	4.01	4.48	5.09
Fcur/Fmsy	2.07	0.88	6.31	1.45	0.31	1.48	1.17	1	10.78	1.09

**Table 10.** BSP model run definitions and results for the northeast Atlantic.

(a) Run definitions

Run	NE1	NE101	NE2	NE6	NE7	NE3	NE4	NE5
Start year	1926	1926	1926	1926	1926	1961	1961	1961
Mean of Bo/K	1	1	1	1	1	1	0.5	0.2
Weighting of CPUE data points	equal	equal	catch	catch	catch	catch	catch	catch
Max K	100000	10000000	100000	80000	100000	100000	100000	100000
r rprior	0.062	0.062	0.062	0.062	0.04	0.062	0.062	0.062

(b) Results for runs starting in 1926

Run	From 1926		From 1926, High K		From 1926 C weighted		From 1926, low K max		From 1926, lower r prior	
	NE1	NE101	NE2	NE6	NE7	EV	CV	EV	CV	
Parameter	EV	CV	EV	CV	EV	CV	EV	CV	EV	CV
K	65543	0.2	1.10E+08	1.87	65091	0.2	60176	0.12	73723	0.13
r	0.06	0.17	0.06	0.16	0.06	0.17	0.06	0.16	0.04	0.16
Binit	60072	0.22	9.99E+07	1.88	59574	0.22	54826	0.14	67196	0.14
MSY	976.26	0.27	1705671	1.9	969.66	0.27	878.72	0.16	708.42	0.16
repY	610.83	0.31	5798.09	3.59	585.32	0.36	549.84	0.38	486.88	0.42
Bmsy	32771	0.2	5.49E+07	1.87	32546	0.2	30088	0.12	36861	0.13
Bcur	28719	0.9	1.10E+08	1.87	27419	0.94	17789	0.88	21055	0.74
Bcur/K	0.39	0.71	0.96	0.14	0.37	0.76	0.28	0.76	0.27	0.63
Bcur/Bmsy	0.78	0.71	1.93	0.14	0.75	0.76	0.56	0.76	0.54	0.63
Bcur/Binit	0.43	0.72	1.08	0.2	0.41	0.77	0.31	0.75	0.3	0.61
Ccur/MSY	0.31	0.21	0.03	2.45	0.31	0.2	0.33	0.14	0.41	0.14
Ccur/repY	0.53	0.39	0.27	24.7	0.58	0.49	0.62	0.47	0.72	0.51
Fcur/Fmsy	0.72	0.74	0.04	4.76	0.83	0.83	0.97	0.69	1.15	0.69

(c) Results for runs starting in 1961

Run	From 1961, depl 1.0		From 1961, depl. 0.5		From 1961, depl. 0.2	
	NE3	NE4	NE5	EV	CV	
Parameter	EV	CV	EV	CV	EV	CV
K	38925.53	0.43	42305.11	0.28	67779.65	0.16
r	0.06	0.16	0.06	0.16	0.06	0.16
Binit	34453.98	0.47	21021.83	0.34	14917.78	0.14
MSY	592.07	0.45	629.92	0.27	990.48	0.11
repY	456.92	0.23	484.7	0.34	470.46	0.41
Bmsy	19462.77	0.43	21152.55	0.28	33889.82	0.16
Bcur	23341.01	0.82	15445.05	0.85	9942.12	0.55
Bcur/K	0.53	0.39	0.34	0.52	0.15	0.49
Bcur/Bmsy	1.05	0.39	0.67	0.52	0.29	0.49
Bcur/Binit	0.6	0.38	0.67	0.46	0.65	0.45
Ccur/MSY	0.55	0.3	0.48	0.19	0.29	0.12
Ccur/repY	0.67	0.31	0.67	0.4	0.72	0.43
Fcur/Fmsy	0.7	0.73	0.96	0.62	1.26	0.52

**Table 11.** Model inputs for the catch-free, age-structured production model (CFASPM) applied to the southwestern Atlantic porbeagle shark stock.

Stock	Indices	Weighting	Model time	Historic	Initial	VB growth function			Length-weight		Fecundity	Reproductive frequency	Maturity		Selectivity		Maximum	alpha	M (1-max)
				catch	depletion	Females			relationship				ogive		function		age		
				period	in hist. per.	K	Linf (FL)	t0	Wa	Wb			a50	b	a50	b	(plus group)		
Southwest	Uruguay LL	no	1961-2008	1961-1981	0	0.061	275.2	5.9	5x10 <sup>-4</sup>	2.713	3.9	annual	13	1.042	0.958	0.150	20	LN(2.209,0.2) <sup>1</sup>	LN(0.15,0.2) <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Lognormal distribution (mean, CV)

**Table 12.** Stock status estimates for the southwestern Atlantic porbeagle shark obtained with the CFASPM (values in parentheses are CVs).  $F_{modern}$  refers to the fishing mortality in the first year for which data are available (1982);  $F_{hist}$  refers to the fishing mortality in the first year of the model run (1926).

Model	Starting year	Objective Function	$SSB_{curr}/SSB_0$	$SSB_{curr}/SSB_{MSY}$	$F_{curr}$	$F_{curr}/F_{MSY}$	$F_{modern}$	$F_{hist}$	$F_{MSY}$	$SPR_{MSY}$	M	alpha
SWA Stock; virgin conditions in 1982, scaling indices	1961	-17.17	0.18 (0.55)	<b>0.48</b> <b>(0.55)</b>	0.056 (0.50)	<b>1.72</b> <b>(0.51)</b>	0.059	0.050	0.03 (0.08)	0.58	0.203 (0.19)	2.95 (0.13)

**Table 13.** Model inputs for the age-structured production model (SPASM) applied to the northeastern Atlantic porbeagle shark stock.

Stock	Indices	Weighting	Model time	Historic	Initial	VB growth function			Length-weight		Fecundity	Reproductive frequency	Maturity		Selectivity		Maximum	alpha	M (1-max)
				catch	depletion	Females			relationship				ogive		function		age		
				period	in hist. per.	K	Linf (FL)	t0	Wa	Wb			a50	b	a50	b	(plus group)		
Northeast	France LL Spain LL	no	1926-2008	1926-1971	0	0.045	276.6	8.0	5x10 <sup>-4</sup>	2.706	3.9	annual	13	1.042	0.940	0.160	20	LN(0.75,0.25) <sup>1</sup>	U(10 <sup>3</sup> -10 <sup>10</sup> ) <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Lognormal distribution (mean, CV)

<sup>2</sup> Uniform distribution (min,max)

**Table 14.** Stock status estimates for the northeastern Atlantic porbeagle shark obtained with the ASPM.

Benchmark	Initial run		50% of F		0% of F	
	Estimate	CV	Estimate	CV	Estimate	CV
SSF <sub>2008</sub> /SSF <sub>MSY</sub>	0.09	0.86	0.21	0.86	0.43	0.86
F <sub>2008</sub> /F <sub>MSY</sub>	3.45	1.89	2.54	1.89	3.32	1.89
N <sub>2008</sub> /N <sub>MSY</sub>	0.11		0.24		0.46	
MSY	45,633		34,852		14,907	
SPR <sub>MSY</sub>	0.65		0.71		0.73	
F <sub>MSY</sub>	0.03		0.02		0.02	
SSF <sub>MSY</sub>	202,150		167,220		73,912	
N <sub>MSY</sub>	1,031,734		791,602		339,205	
F <sub>2008</sub>	0.09		0.05		0.06	
SSF <sub>2008</sub>	18,523	0.86	35,685	0.86	32,114	0.86
N <sub>2008</sub>	127,367		204,180		168,624	
SSF <sub>2008</sub> /SSF <sub>0</sub>	0.04	0.86	0.09	0.86	0.18	0.86
B <sub>2008</sub> /B <sub>0</sub>	0.05	0.86	0.11	0.86	0.21	0.86
R <sub>0</sub>	210,370	0.24	170,130	0.24	73,811	0.24
Pup-survival	0.99	0.0001	0.82	0.0001	0.77	0.0001
alpha	2.37		1.97		1.84	
steepness	0.37		0.33		0.32	

**Table 15.** Decision tables for northeast Atlantic porbeagle BSP models, showing (a) the expected biomass relative to B<sub>msy</sub> in 10, 20 or 50 years, (b) the probability that biomass is above B<sub>msy</sub>, (c) the Probability that biomass is above current biomass for a number of constant F and constant total catch management strategies, and (d) the number of years until the median biomass trajectory rebuilds to B<sub>MSY</sub>.

(a) E(B/B<sub>msy</sub>)

Horizon	Policy	Model run						
		NE1	NE2	NE6	NE7	NE4	Mean	
10 -year	TAC= 0	0.97	0.93	0.76	0.68	0.92	0.85	
	TAC= 100	0.94	0.90	0.72	0.65	0.86	0.81	
	TAC= 200	0.91	0.86	0.68	0.62	0.81	0.78	
	TAC= 300	0.87	0.83	0.64	0.59	0.76	0.74	
	TAC= 400	0.84	0.79	0.61	0.56	0.70	0.70	
	TAC= 436	0.83	0.78	0.59	0.55	0.68	0.69	
	TAC= 500	0.80	0.76	0.57	0.53	0.65	0.66	
	HR <sub>msy</sub> * 0.25	0.91	0.88	0.71	0.64	0.87	0.80	
	HR <sub>msy</sub> * 0.5	0.85	0.82	0.67	0.61	0.82	0.75	
	HR <sub>msy</sub> * 0.75	0.79	0.77	0.63	0.58	0.77	0.71	
HR <sub>msy</sub> * 1	0.73	0.73	0.59	0.55	0.73	0.67		
20 -year	TAC= 0	1.18	1.14	0.98	0.83	1.18	1.06	
	TAC= 100	1.11	1.06	0.91	0.76	1.07	0.98	
	TAC= 200	1.04	0.99	0.82	0.70	0.96	0.90	
	TAC= 300	0.97	0.92	0.74	0.64	0.85	0.82	
	TAC= 400	0.90	0.84	0.66	0.57	0.73	0.74	
	TAC= 436	0.87	0.82	0.63	0.55	0.69	0.71	



	TAC= 500	0.83	0.77	0.58	0.51	0.62	0.66
	HRmsy* 0.25	1.05	1.02	0.88	0.76	1.07	0.96
	HRmsy* 0.5	0.93	0.92	0.79	0.69	0.97	0.86
	HRmsy* 0.75	0.82	0.83	0.71	0.63	0.87	0.77
	HRmsy* 1	0.72	0.74	0.63	0.57	0.79	0.69
50 -year	TAC= 0	1.72	1.68	1.62	1.31	1.75	1.62
	TAC= 100	1.60	1.55	1.47	1.15	1.59	1.47
	TAC= 200	1.46	1.39	1.28	0.98	1.38	1.30
	TAC= 300	1.28	1.20	1.07	0.80	1.11	1.09
	TAC= 400	1.09	1.01	0.84	0.64	0.83	0.88
	TAC= 436	1.02	0.95	0.77	0.59	0.74	0.81
	TAC= 500	0.91	0.85	0.66	0.51	0.59	0.70
	HRmsy* 0.25	1.44	1.44	1.37	1.11	1.53	1.38
	HRmsy* 0.5	1.18	1.21	1.15	0.93	1.31	1.16
	HRmsy* 0.75	0.96	1.01	0.94	0.77	1.11	0.96
	HRmsy* 1	0.76	0.83	0.77	0.64	0.93	0.79

(b) P (B>Bmsy)

Horizon	Policy						Mean
		NE1	NE2	NE6	NE7	NE4	
10 -year	TAC= 0	0.37	0.36	0.23	0.20	0.36	0.30
	TAC= 100	0.36	0.35	0.22	0.19	0.32	0.29
	TAC= 200	0.35	0.34	0.21	0.18	0.27	0.27
	TAC= 300	0.35	0.33	0.20	0.17	0.24	0.26
	TAC= 400	0.34	0.33	0.19	0.16	0.21	0.25
	TAC= 436	0.34	0.33	0.19	0.16	0.20	0.24
	TAC= 500	0.33	0.32	0.18	0.15	0.19	0.23
	HRmsy* 0.25	0.35	0.34	0.21	0.18	0.31	0.28
	HRmsy* 0.5	0.33	0.33	0.19	0.16	0.26	0.25
	HRmsy* 0.75	0.31	0.31	0.17	0.14	0.22	0.23
20 -year	HRmsy* 1	0.30	0.30	0.16	0.12	0.18	0.21
	TAC= 0	0.53	0.50	0.39	0.30	0.67	0.48
	TAC= 100	0.48	0.46	0.33	0.26	0.54	0.41
	TAC= 200	0.44	0.42	0.30	0.24	0.44	0.37
	TAC= 300	0.40	0.39	0.27	0.22	0.35	0.33
	TAC= 400	0.38	0.36	0.23	0.19	0.27	0.29
	TAC= 436	0.37	0.36	0.23	0.19	0.25	0.28
	TAC= 500	0.36	0.34	0.21	0.17	0.22	0.26
	HRmsy* 0.25	0.44	0.44	0.31	0.24	0.55	0.40
	HRmsy* 0.5	0.38	0.37	0.25	0.20	0.44	0.33
50 -year	HRmsy* 0.75	0.33	0.33	0.20	0.16	0.32	0.27
	HRmsy* 1	0.28	0.29	0.15	0.11	0.22	0.21
	TAC= 0	0.99	0.98	0.98	0.78	1.00	0.95
	TAC= 100	0.96	0.92	0.89	0.62	0.97	0.87
	TAC= 200	0.87	0.80	0.77	0.48	0.85	0.75

TAC= 300	0.72	0.66	0.58	0.37	0.65	0.60
TAC= 400	0.58	0.54	0.44	0.30	0.46	0.46
TAC= 436	0.54	0.50	0.40	0.27	0.39	0.42
TAC= 500	0.47	0.45	0.33	0.23	0.30	0.36
HRmsy* 0.25	0.95	0.92	0.89	0.60	0.98	0.87
HRmsy* 0.5	0.74	0.75	0.71	0.40	0.92	0.70
HRmsy* 0.75	0.44	0.52	0.42	0.23	0.71	0.46
HRmsy* 1	0.19	0.30	0.18	0.09	0.40	0.23

(c) P (B>Bcur)

Horizon	Policy	P (B>Bcur)					
		NE1	NE2	NE6	NE7	NE4	Mean
10 -year	TAC= 0	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
	TAC= 100	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
	TAC= 200	1.00	0.99	0.98	0.95	0.98	0.98
	TAC= 300	0.96	0.91	0.89	0.80	0.88	0.89
	TAC= 400	0.84	0.77	0.73	0.59	0.67	0.72
	TAC= 436	0.78	0.71	0.66	0.52	0.58	0.65
	TAC= 500	0.68	0.62	0.53	0.42	0.44	0.54
	HRmsy* 0.25	0.97	0.99	1.00	1.00	1.00	0.99
	HRmsy* 0.5	0.76	0.80	0.95	1.00	0.97	0.90
	HRmsy* 0.75	0.70	0.73	0.88	0.91	0.93	0.83
HRmsy* 1	0.62	0.68	0.82	0.79	0.86	0.75	
20 -year	TAC= 0	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
	TAC= 100	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
	TAC= 200	1.00	0.99	0.98	0.95	0.98	0.98
	TAC= 300	0.96	0.91	0.89	0.80	0.88	0.89
	TAC= 400	0.84	0.77	0.73	0.59	0.67	0.72
	TAC= 436	0.78	0.71	0.66	0.52	0.58	0.65
	TAC= 500	0.68	0.62	0.53	0.42	0.44	0.54
	HRmsy* 0.25	0.97	0.99	1.00	1.00	1.00	0.99
	HRmsy* 0.5	0.76	0.80	0.95	1.00	0.97	0.90
	HRmsy* 0.75	0.70	0.73	0.88	0.91	0.93	0.83
HRmsy* 1	0.62	0.68	0.82	0.79	0.86	0.75	
50 -year	TAC= 0	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
	TAC= 100	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
	TAC= 200	1.00	0.99	0.98	0.95	0.98	0.98
	TAC= 300	0.96	0.91	0.89	0.80	0.88	0.89
	TAC= 400	0.84	0.77	0.73	0.59	0.67	0.72
	TAC= 436	0.78	0.71	0.66	0.52	0.58	0.65
	TAC= 500	0.68	0.62	0.53	0.42	0.44	0.54
	HRmsy* 0.25	0.97	0.99	1.00	1.00	1.00	0.99
	HRmsy* 0.5	0.76	0.80	0.95	1.00	0.97	0.90
	HRmsy* 0.75	0.70	0.73	0.88	0.91	0.93	0.83

HRmsy\* 1      0.62   0.68   0.82   0.79   0.86   0.75

(d) Median number of years to rebuild.

	NE1	NE2	NE6	NE7	NE4
TAC= 0	2028	2030	2034	2043	2024
TAC= 100	2031	2033	2038	2050	2028
TAC= 200	2035	2037	2044	>2059	2034
TAC= 300	2040	2043	2052	>2059	2044
TAC= 400	2049	2053	>2059	>2059	>2059
TAC= 436	2053	2059	>2059	>2059	>2059
TAC= 500	>2059	>2059	>2059	>2059	>2059
HRmsy* 0.25	2033	2034	2039	2053	2028
HRmsy* 0.5	2043	2042	2048	>2059	2033
HRmsy* 0.75	>2059	2058	>2059	>2059	2043
HRmsy* 1	>2059	>2059	>2059	>2059	>2059

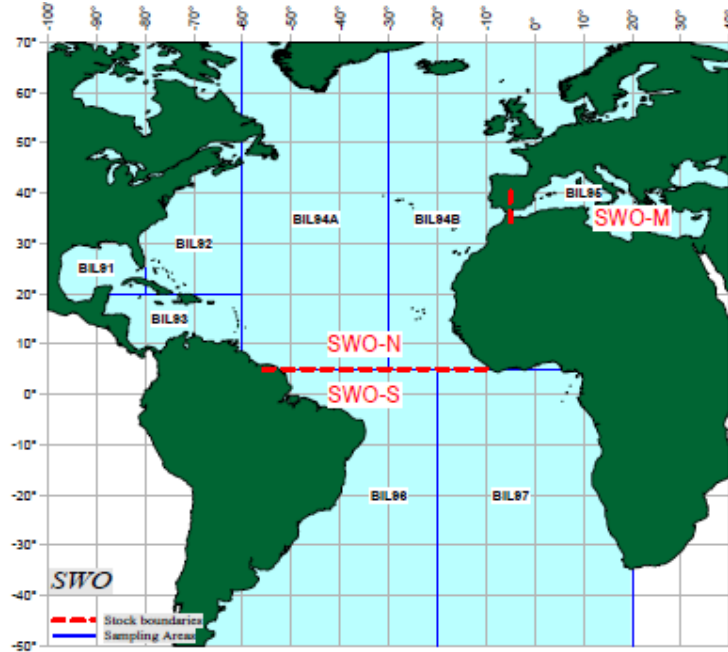
**Table 16.** Average probabilities across the 5 most credible BSP model runs for the northeast Atlantic porbeagle population.

<i>Total catch</i>	<i>Probability of some increase within 10 years</i>	<i>Probability of stock rebuilding to BMSY within:</i>	
		<i>20 years</i>	<i>50 years</i>
0	1.00	0.478	0.946
100	1.00	0.414	0.872
200	0.98	0.368	0.754
300	0.89	0.326	0.596
400	0.72	0.286	0.464

**Table 17** Fishing mortality, yield, biomass and SSB relative to that achieved at the effort level corresponding to the  $F_{0.1}$  level for a flat-topped selection pattern with maximum selection at age 3.

<i>Selection Pattern</i>	<i>Age Max Selection</i>	<i>Maximum Landing Length</i>	<i>F</i>	<i>Yield</i>	<i>Biomass</i>	<i>SSB</i>
Domed	5	No	211%	68%	202%	120%
Flat	13	No	211%	79%	280%	176%
Domed	13	No	279%	68%	295%	178%
Flat	5	Yes	150%	84%	134%	105%
Domed	5	Yes	217%	67%	206%	120%
Flat	13	Yes	698%	35%	377%	191%
Domed	13	Yes	698%	35%	377%	191%

ICCAT



NAFO (left) and ICES (right) boundaries

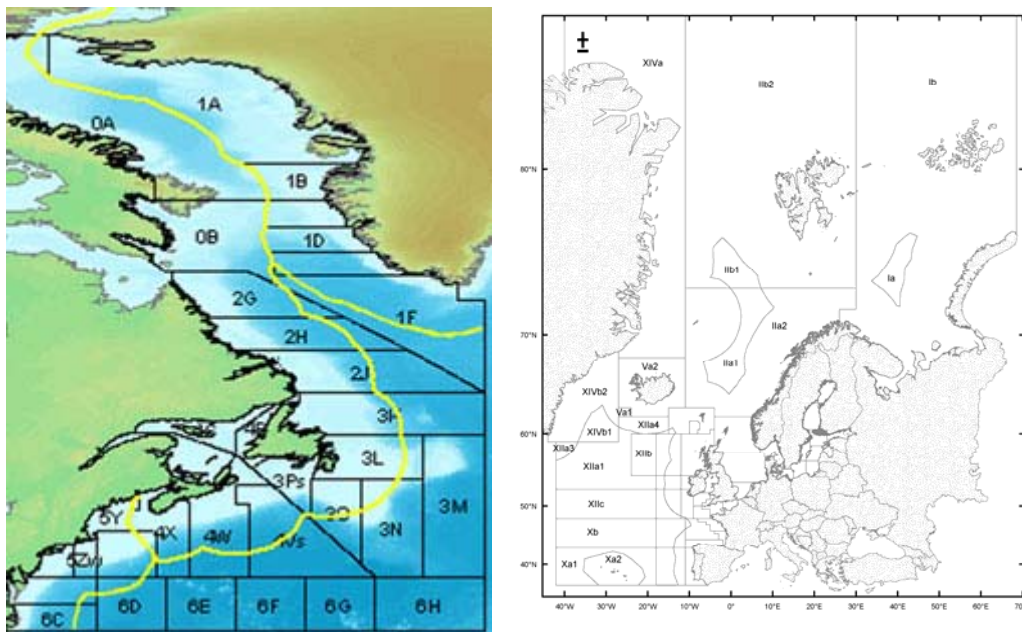
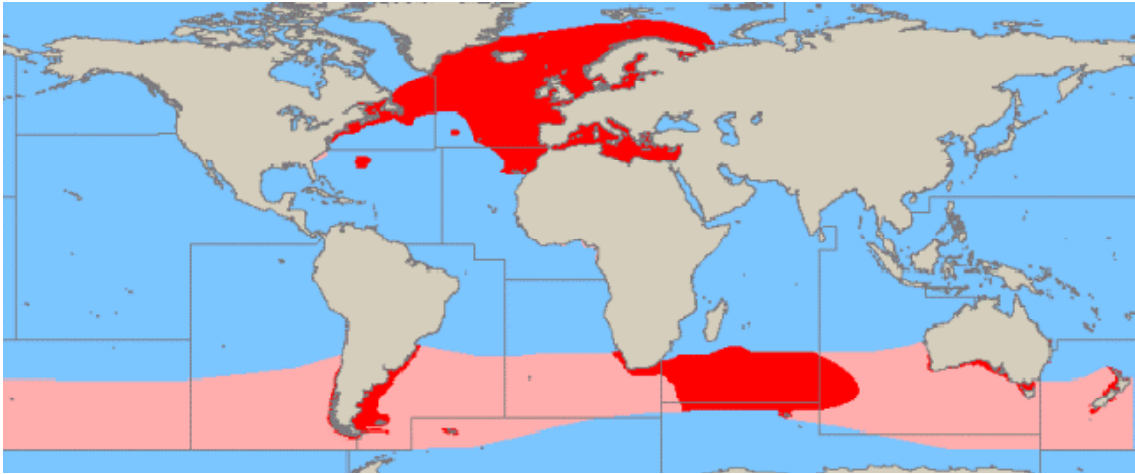
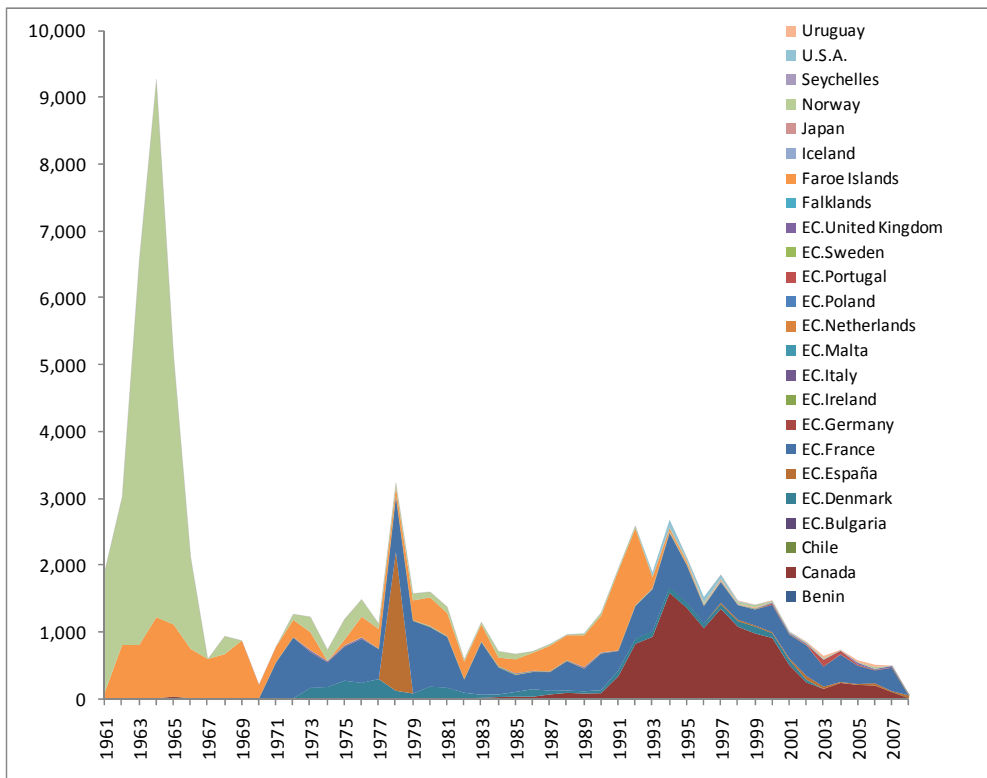


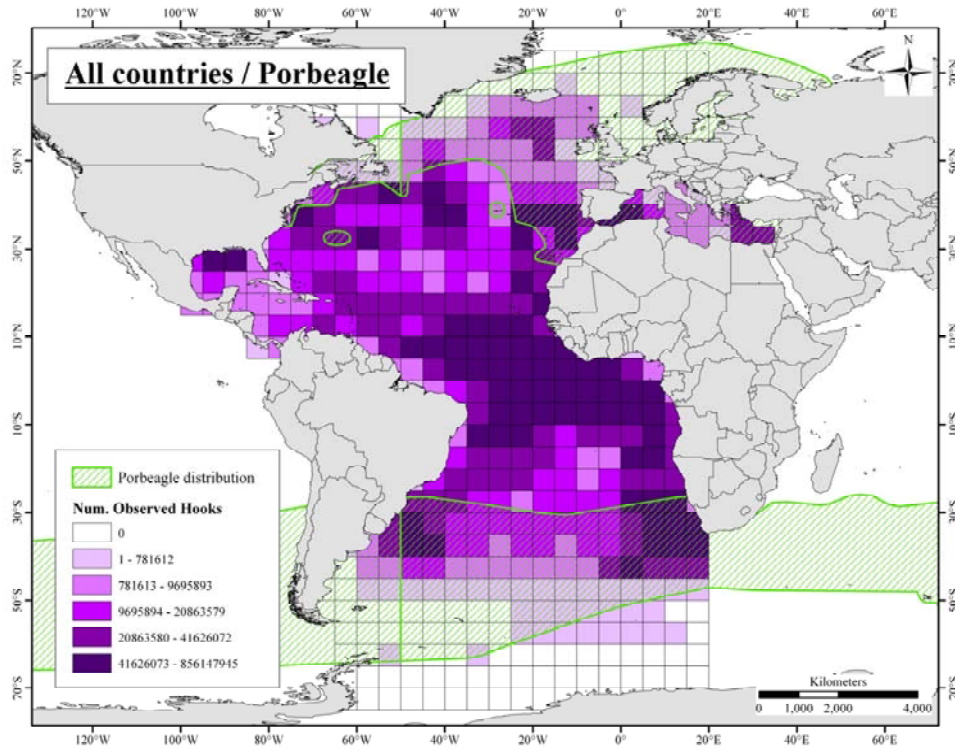
Figure 1. Maps of the North Atlantic terms of ICCAT, NAFO and ICES boundaries.



**Figure 2.** Distribution of the porbeagle stock in the East Atlantic, south of 25°S and East of 20°W.



**Figure 3** Reported and estimated catches of Atlantic porbeagle held in Task I (as of June 12, 2009).



**Figure 4.** Density distribution of hooks fished by longline fisheries for Atlantic tuna and tuna-like species from 1950-2007 overlapped with the distribution of porbeagle in the Atlantic.



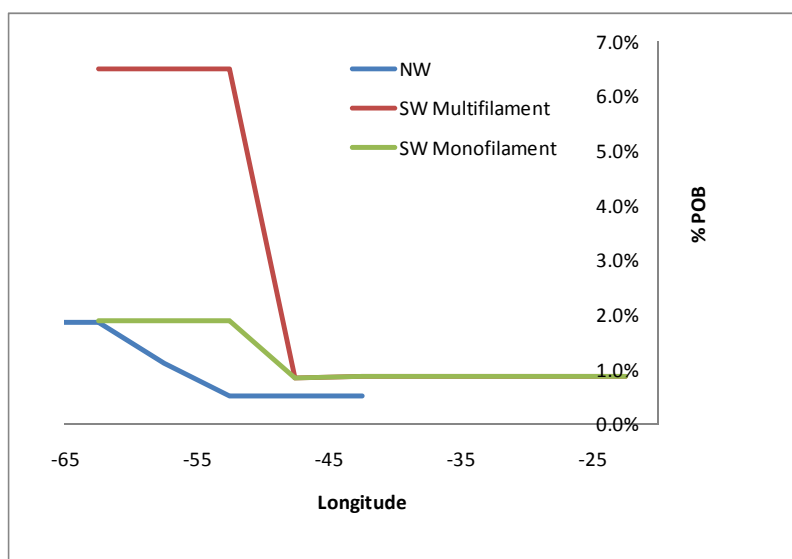
**Figure 5.** Porbeagle:swordfish/tuna catches as observed in the Japanese pelagic longline fishery.



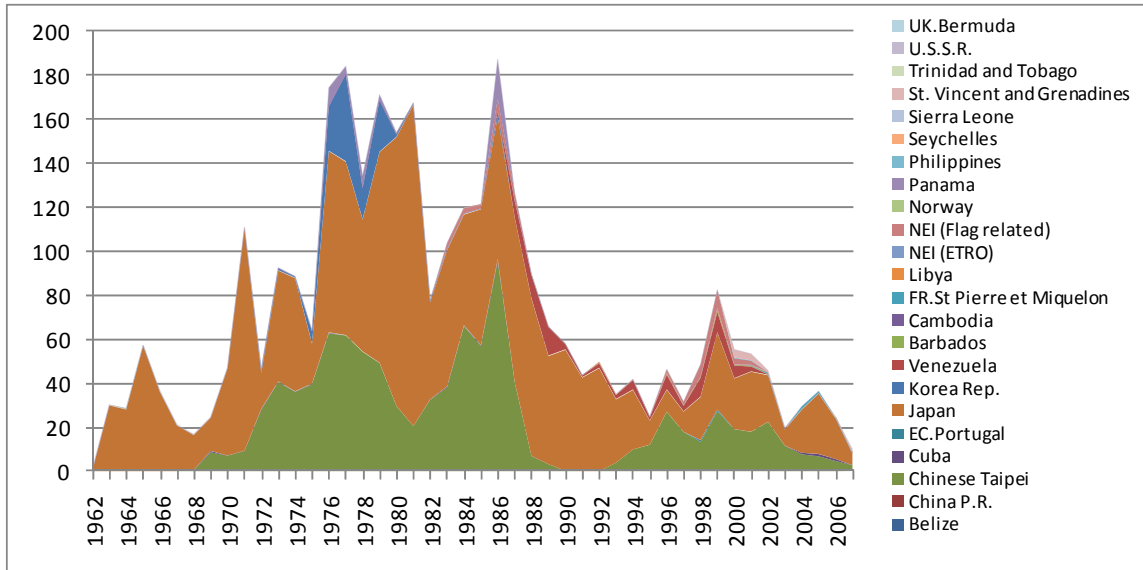
**Figure 6.** Porbeagle: swordfish/tuna catch ratios as observed in the Canadian pelagic longline fishery.



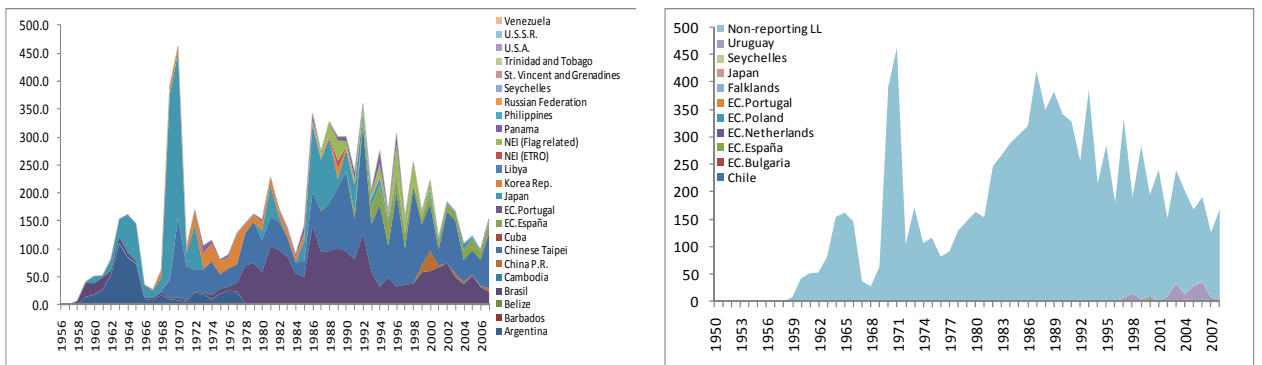
**Figure 7.** Porbeagle: swordfish/tuna catch ratios as observed in the U.S. swordfish fishery.



**Figure 8.** Percentage of porbeagle observed in catch of tunas and swordfish as a function of longitude, hemisphere and gear-type (multifilament and monofilament mainline) used in estimating potential porbeagle catch for non-reporting longline fleets fishing in the stock areas.

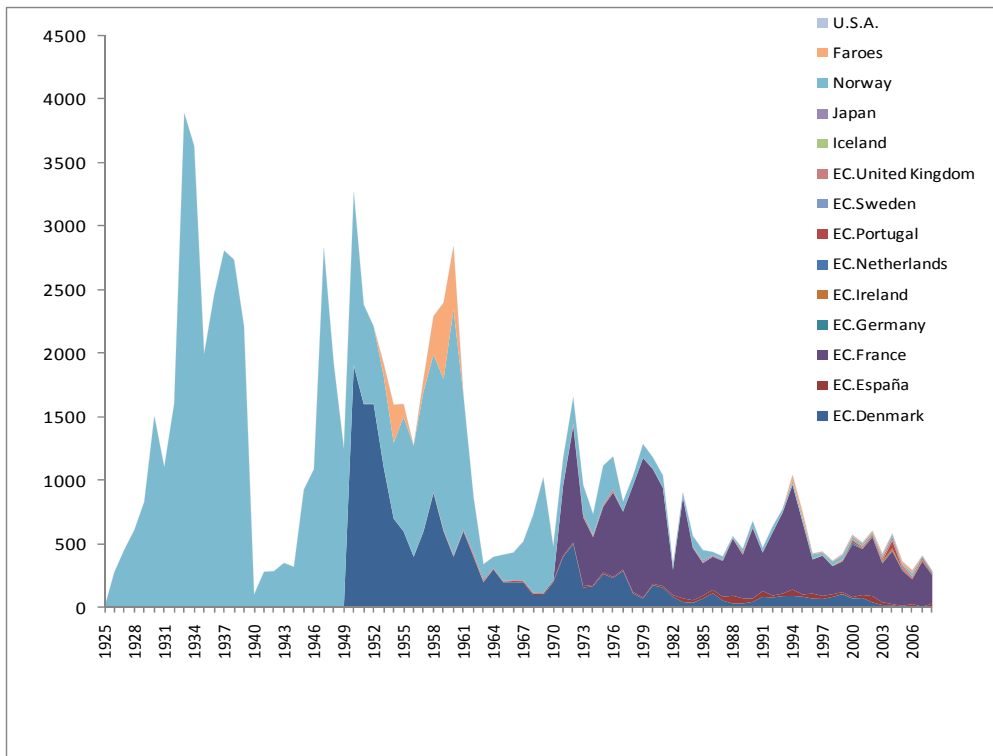


**Figure 9.** Estimated potential catch of porbeagle by non-reporting longline fleets using catch ratios for the NW stock. Limited observations across the time-series result in an unquantified uncertainty in the estimates.

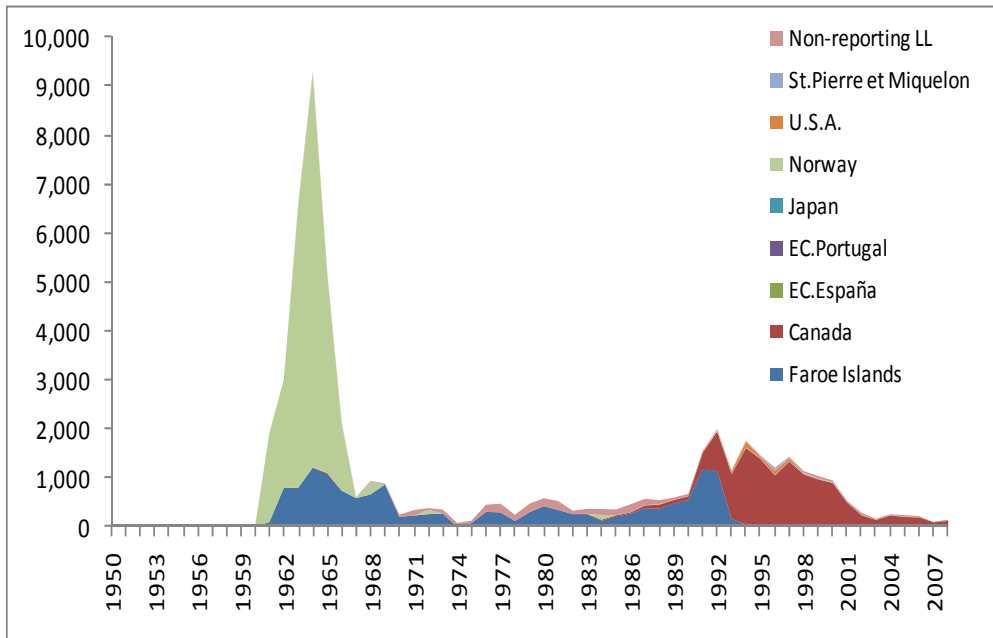


**Figure 10.** Left plate: Estimated potential catch of porbeagle by non-reporting longline fleets using catch ratios for the SW stock. Very limited observations across the time-series result in a high but unquantified uncertainty in the estimates. Right plate: Comparison of estimates for non-reporting longline fleets with reported catch levels held in the Task I data set for the SW stock area.

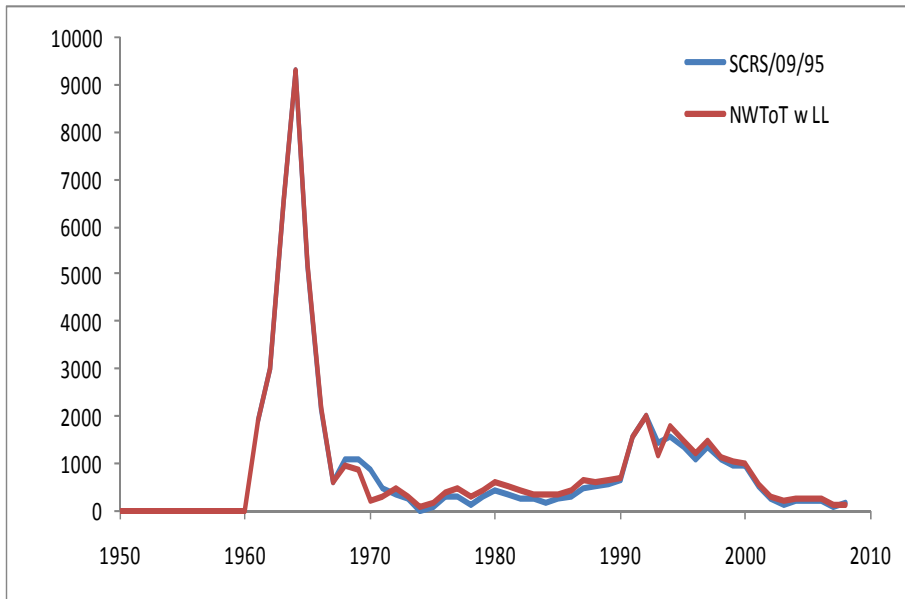




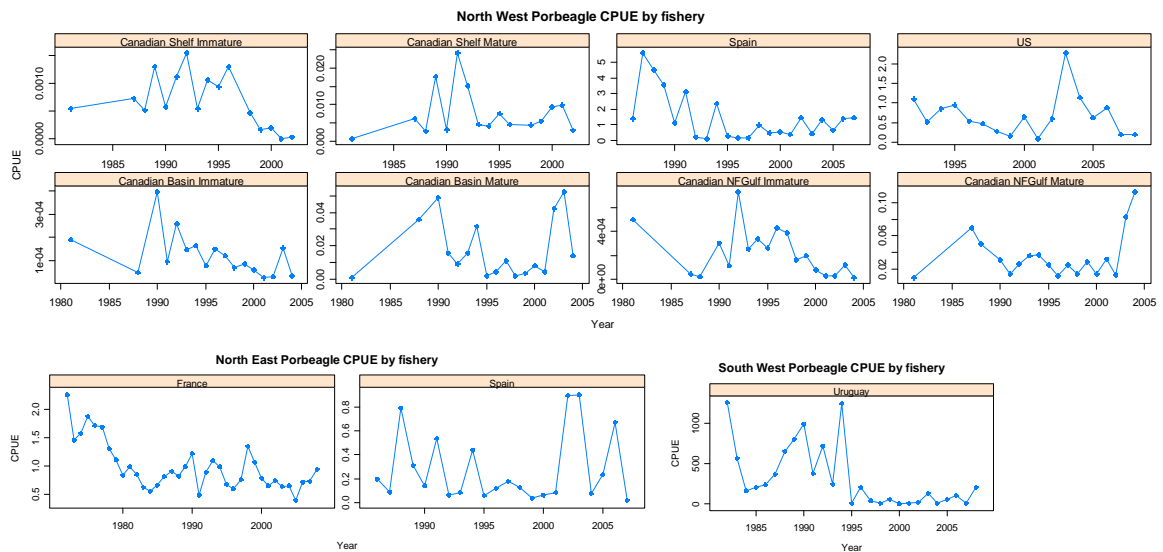
**Figure 11.** Catch by flag of porbeagle sharks from the northeastern Atlantic used in the assessment. While these catches are considered the best available, they are believed to underestimate the pelagic longline catches for this species.



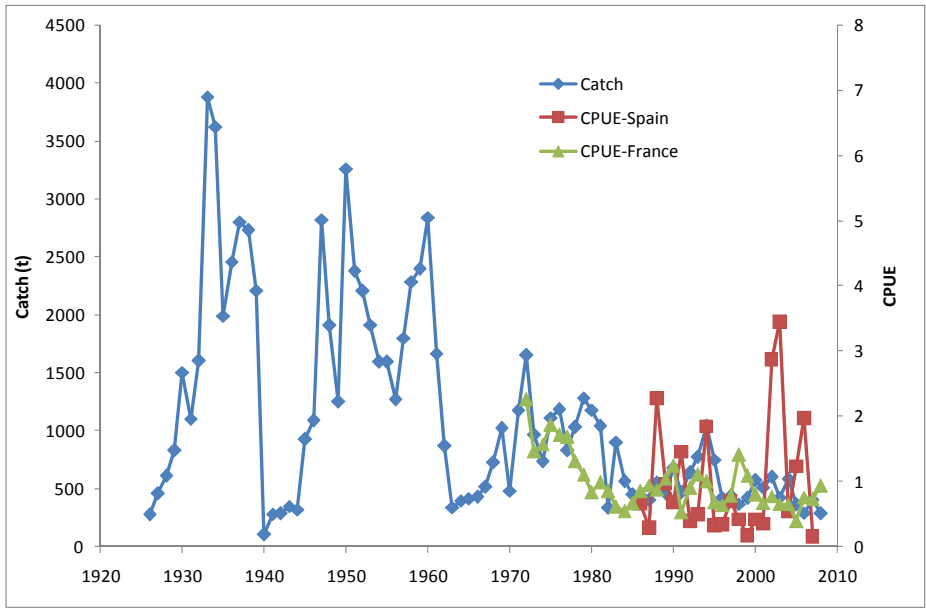
**Figure 12.** Catch by flag of porbeagle sharks from the northwestern Atlantic available for the assessment, including estimated catch by non-reporting longline fleets which, in this case represents a small proportion of the overall total.



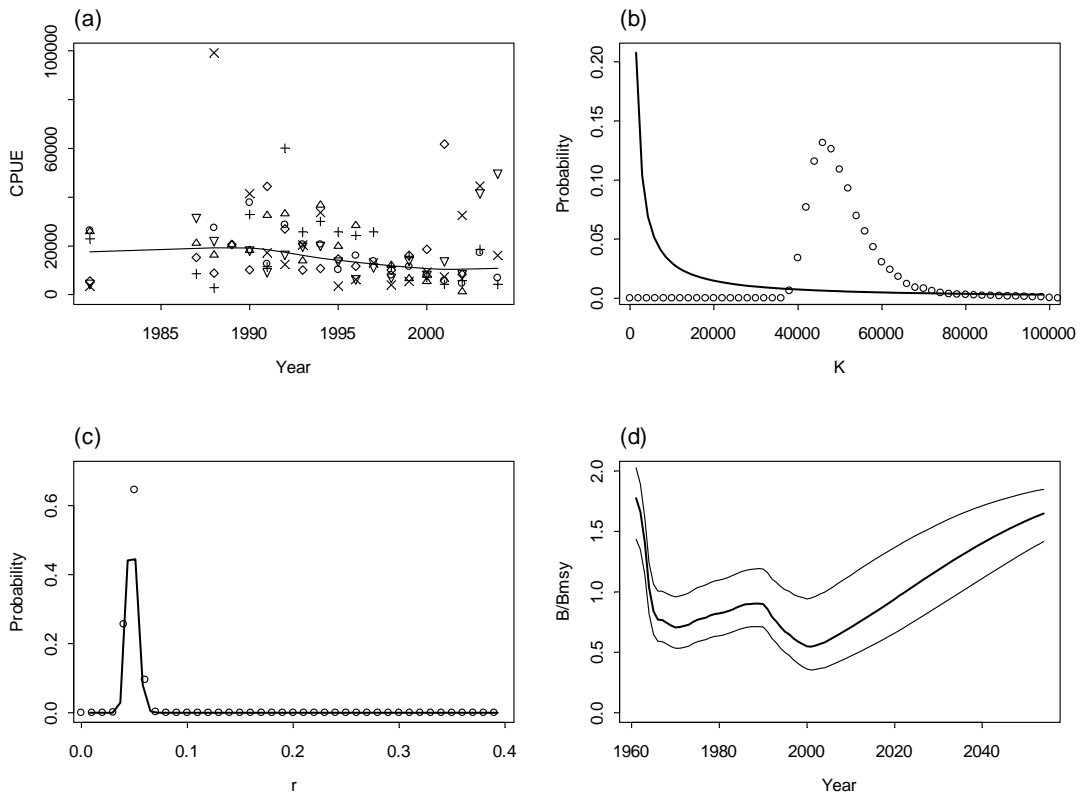
**Figure 13.** Comparison of northwestern Atlantic catch compilations made at this meeting, including estimates of catch by non-reporting longline fletes, with those reported in SCRS/2009/095. There are relatively small differences in these catch compilations which warrant further investigation.



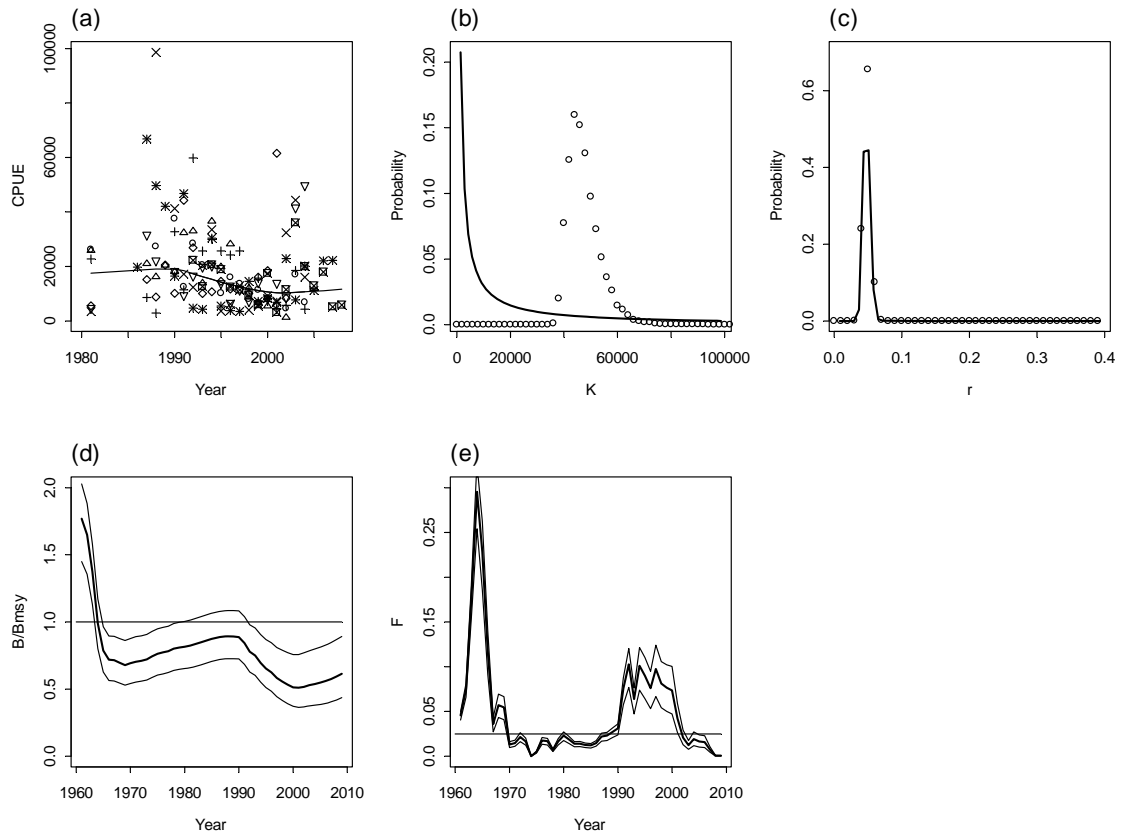
**Figure 14.** CPUE series for the porbeagle NW stock (upper figures), NE stock (lower left figures) and SW stock (lower right figure).



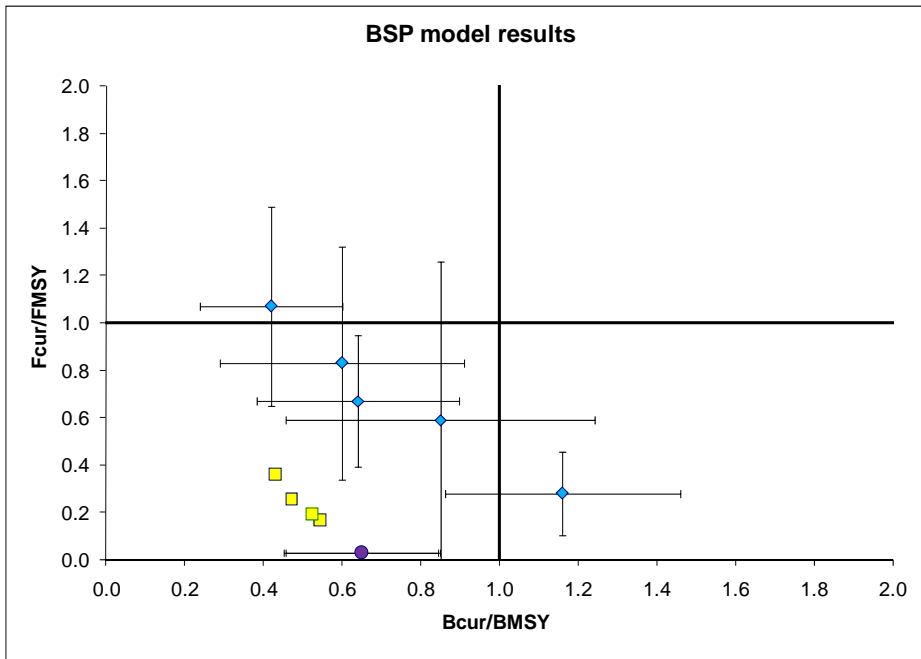
**Figure 15.** Catch and CPUE data for northeast Atlantic porbeagle.



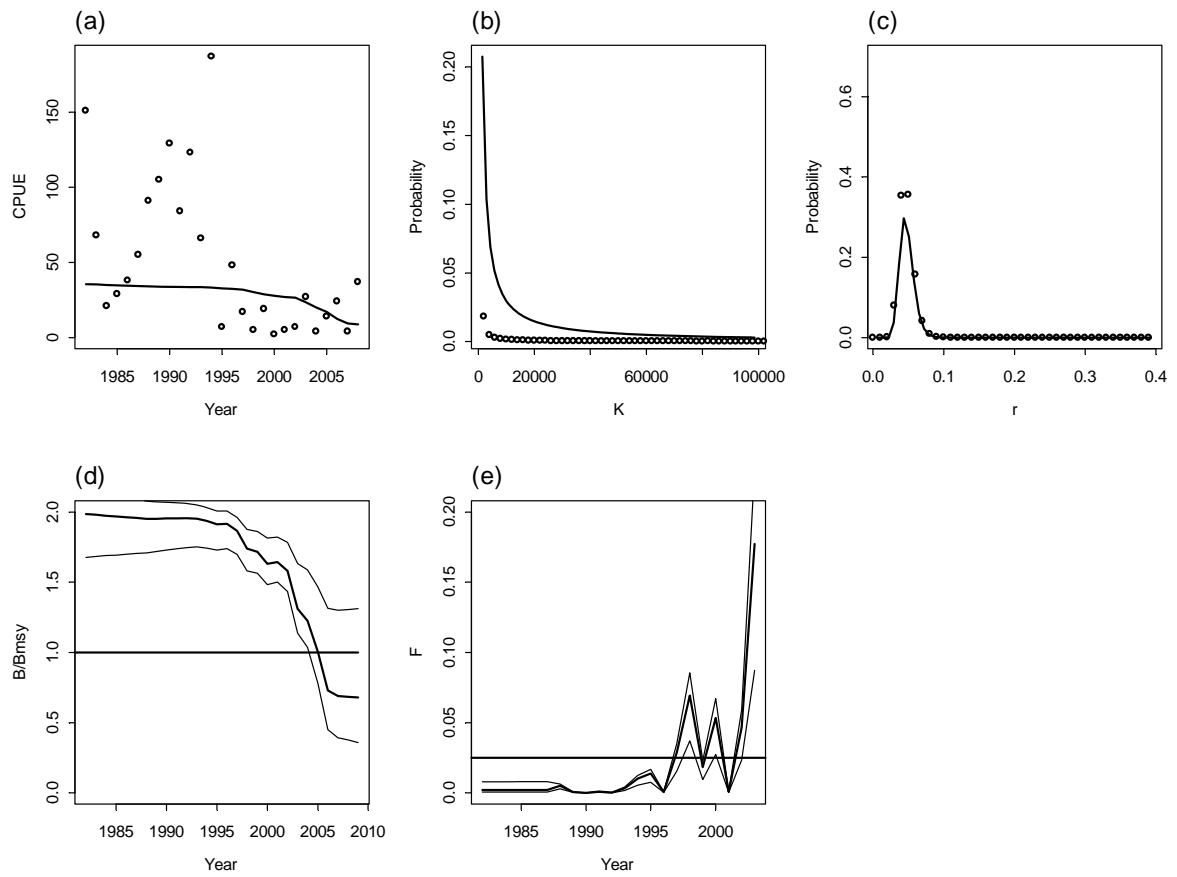
**Figure 16.** For northwest Atlantic porbeagle BSP model run fitted to the six Canadian series weighted equally, (a) fitted biomass trend (line) and CPUE series (points), (b) prior (line) and posterior (points) distributions of  $r$ , (c) prior and posterior distributions of  $K$ , and (d) the median and 80% credibility interval for biomass relative to  $B_{MSY}$  with no fishing after 2004.



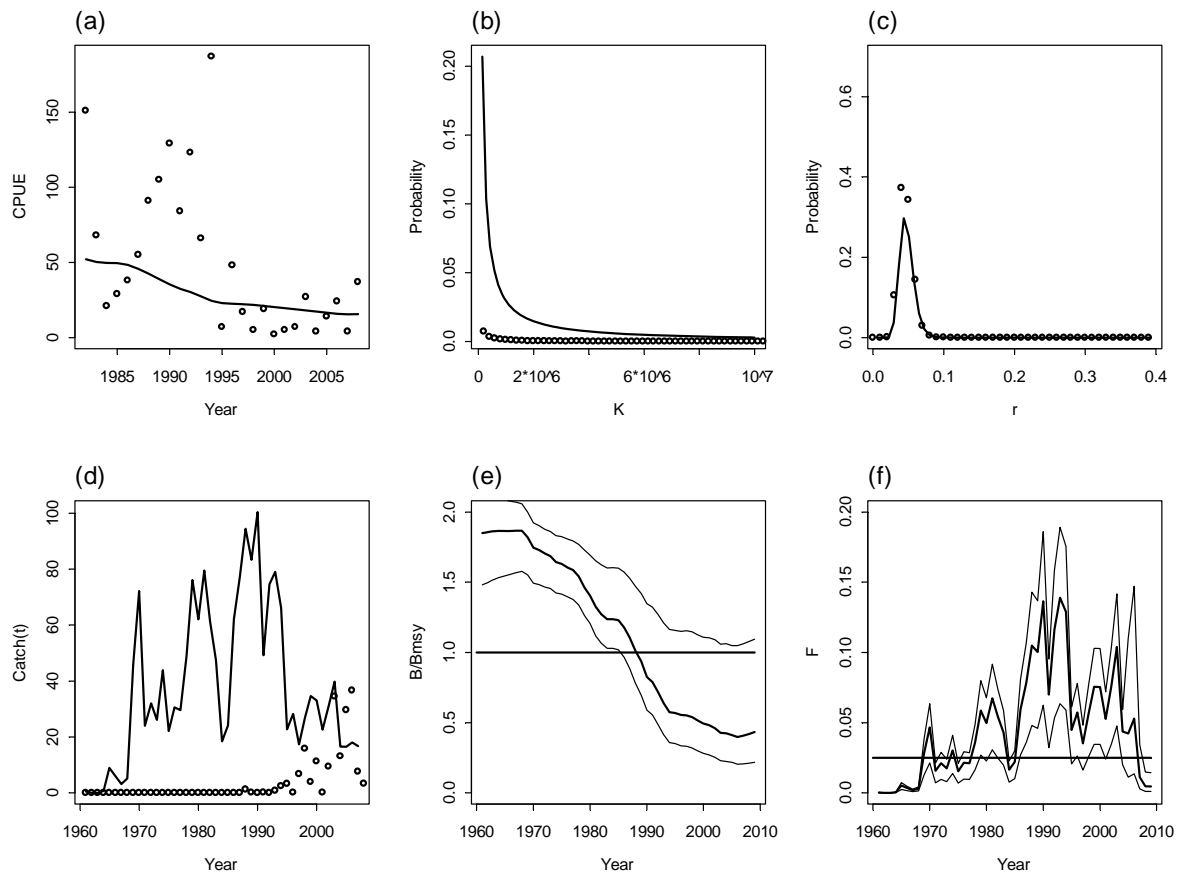
**Figure 17.** For the BSP model ending in 2009 with equal weighting, and the Canadian, U.S. and Spanish CPUE series, (a) CPUE series and fitted biomass trend, (b) prior (line) and posterior (points) of K, (c) prior and posterior of r, and median and 80% credibility interval of (d) biomass relative to  $B_{MSY}$  and (e) F.



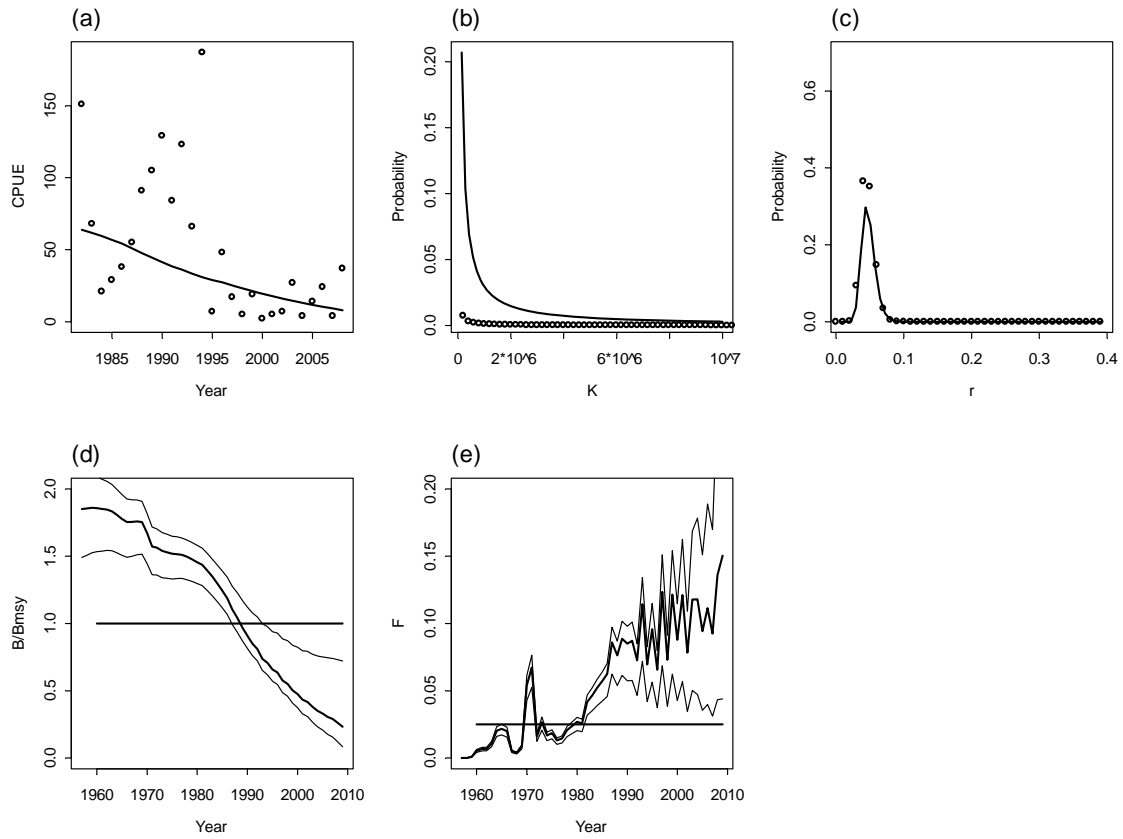
**Figure 18.** Phase plot showing the expected value of  $B/B_{MSY}$  and  $F/F_{MSY}$  in the current year, which is either 2005 (diamonds) or 2009 (circles), for the runs described in Table BSP NW 1, as well as approximate values from SCRS/2009/095 (squares).  $B/B_{MSY}$  was approximated from SCRS/2009/095 as N2009/N1961 times 2. Error bars are plus and minus one standard deviation.



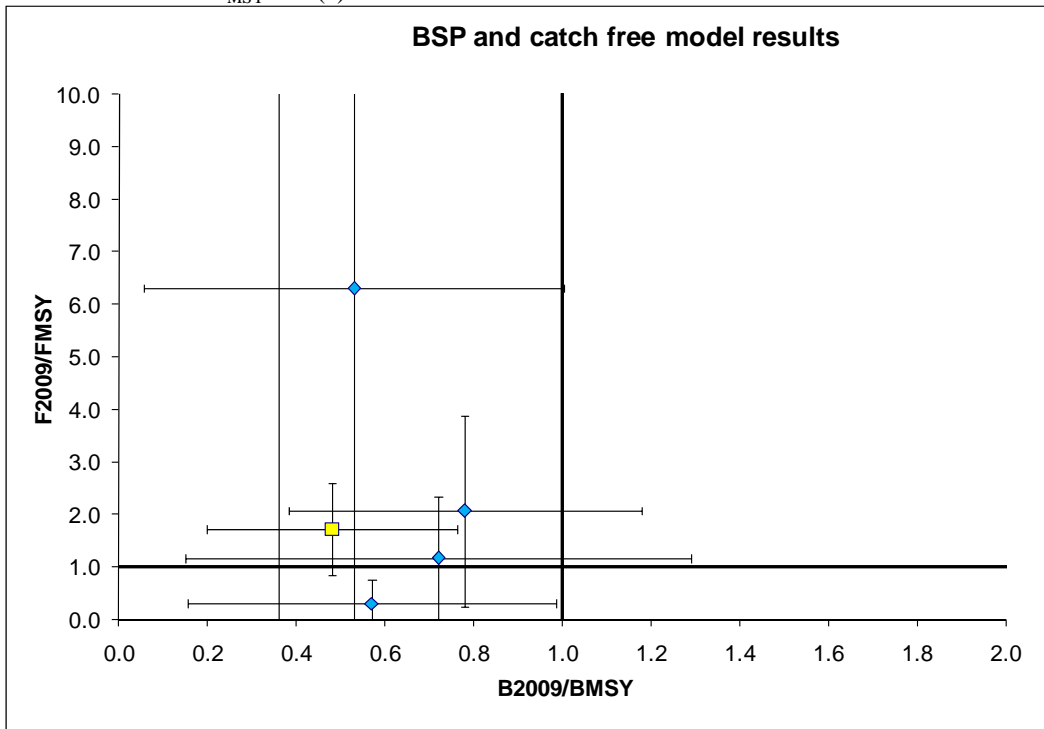
**Figure 19.** BSP results for Southwest Atlantic porbeagle, with the Uruguay CPUE series and equal weighting of data points and ICCAT Task 1 catches (run SW1), (a) CPUE series and fitted biomass trend, (b) prior (line) and posterior (points) of  $K$ , (c) prior and posterior of  $r$ , and median and 80% credibility interval of (d) biomass relative to  $B_{MSY}$  and (e)  $F$ .



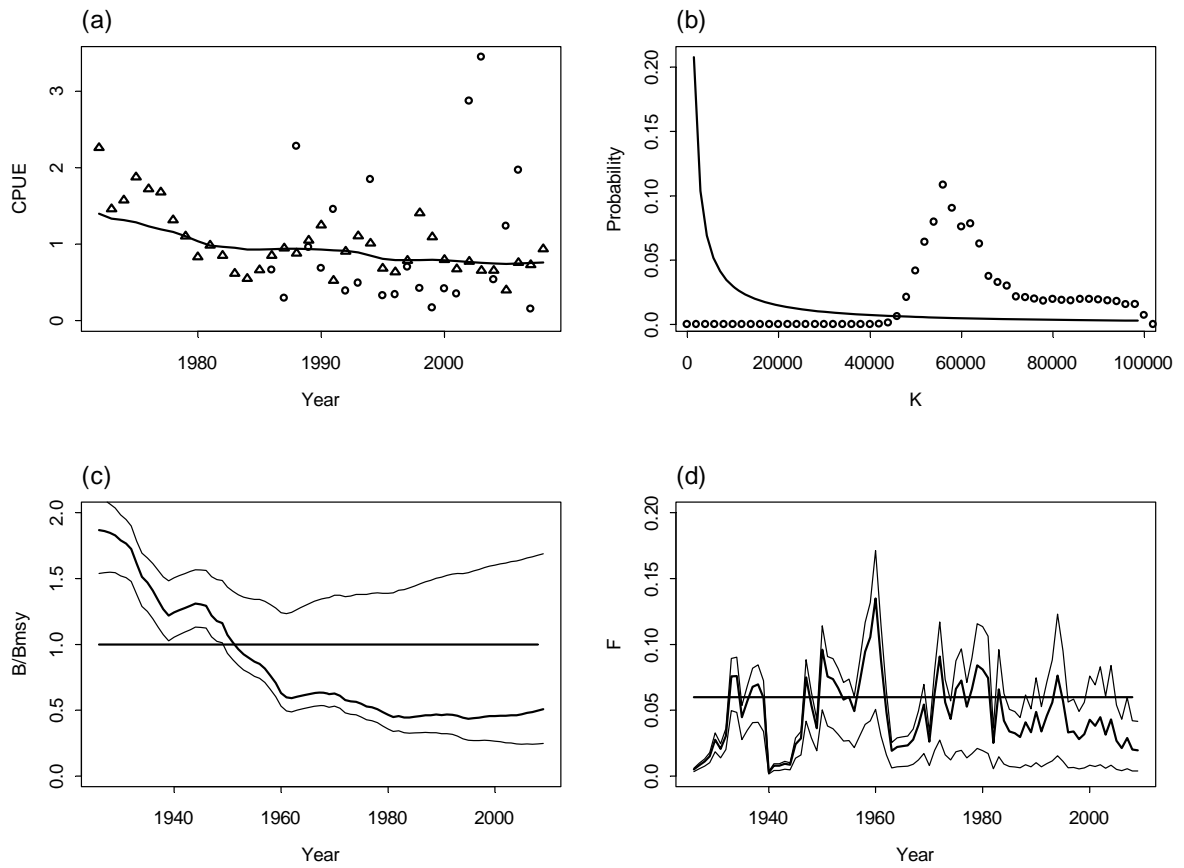
**Figure 20.** BSP model for the southwest Atlantic assuming that catches are proportional to effort (run SW3), with the constant of proportionality calculated with data from 2005-2006, (a) CPUE series and fitted biomass trend, (b) prior (line) and posterior (points) of  $K$ , (c) prior and posterior of  $r$ , (d) estimated (line) and reported (points) catches, and median and 80% credibility interval of (e) biomass relative to  $B_{MSY}$  and (f)  $F$ .



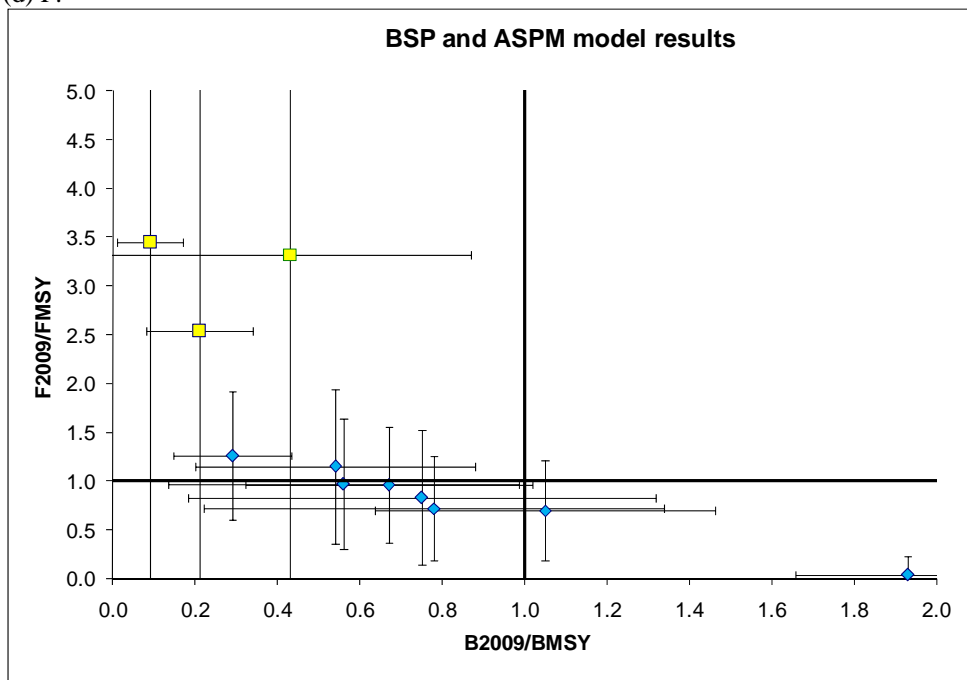
**Figure 21.** BSP results for southwest Atlantic porbeagle, with catches estimated from the ratio of porbeagle to tuna and swordfish (run SW5), (a) CPUE series and fitted biomass trend, (b) prior (line) and posterior (points) of  $K$ , (c) prior and posterior of  $r$ , and median and 80% credibility interval of (d) biomass relative to  $B_{MSY}$  and (e)  $F$ .



**Figure 22.** Phase plot for the southwest Atlantic porbeagle, showing status in 2009 from both the BSP model runs (diamonds) and the catch free age structured production model (square) results. Error bars are plus and minus one standard deviation.

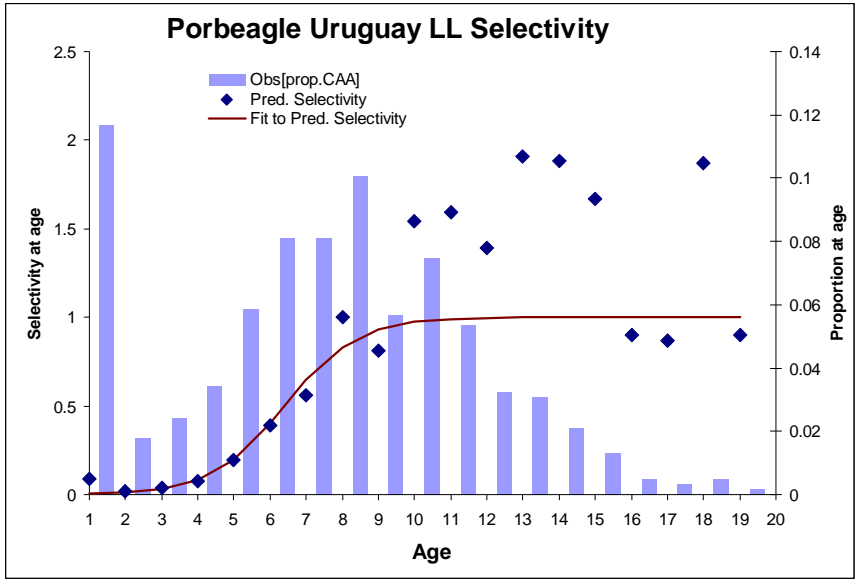


**Figure 23.** Equal weighting. Spain (area 4 and 5) and France (standardized), with catch data from 1926 and maximum of K set to 100000 (run NE1), (a) CPUE series and fitted biomass trend, (b) prior (line) and posterior (points) of K and median and 80% credibility interval of (c) biomass relative to  $B_{MSY}$  and (d) F.

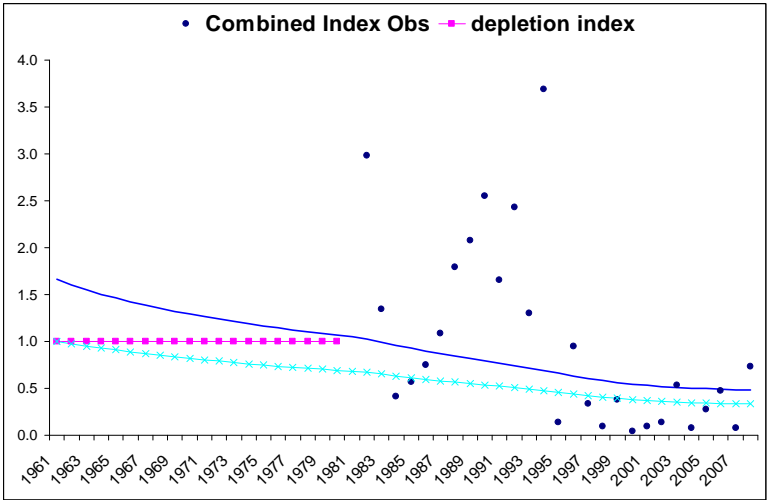


**Figure 24.** Phase plot showing current status of northeast Atlantic porbeagle for the BSP model (diamonds) and the ASPM model (squares). Error bars are plus and minus one standard deviation.

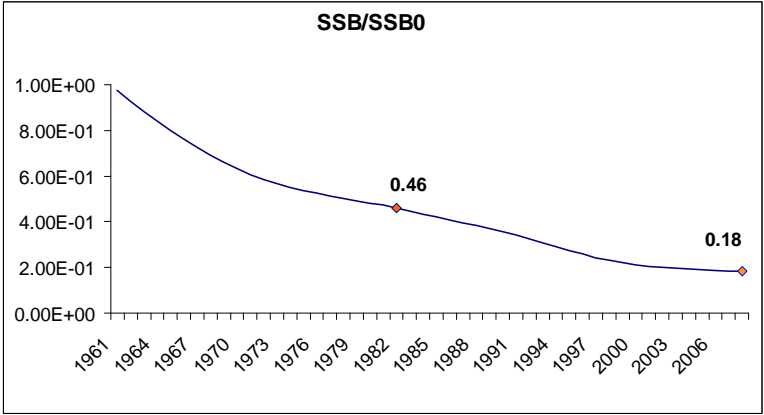




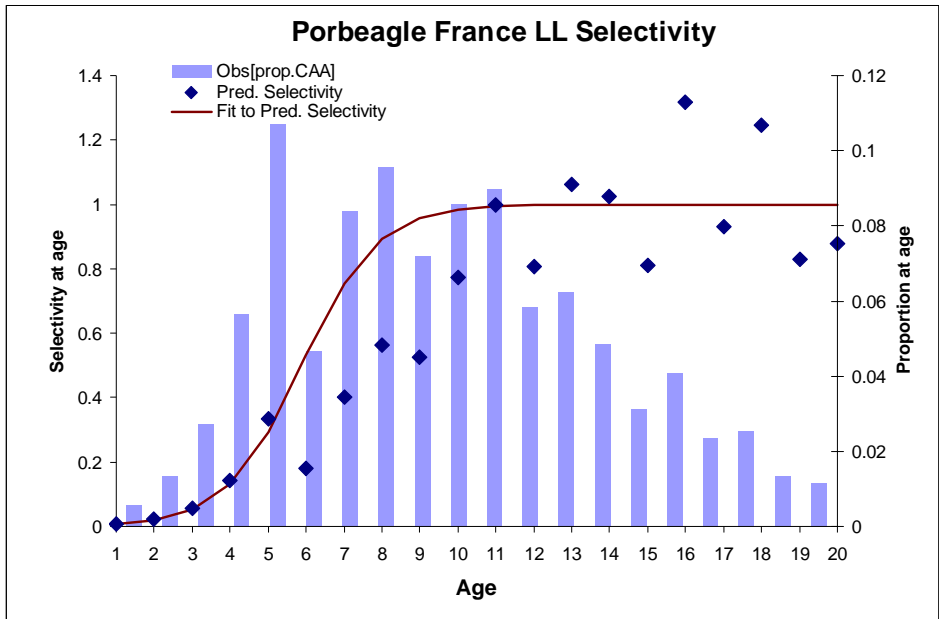
**Figure 25.** Logistic selectivity function fit to age frequency data estimated from lengths of porbeagle sharks observed in the Uruguayan longline observer program.



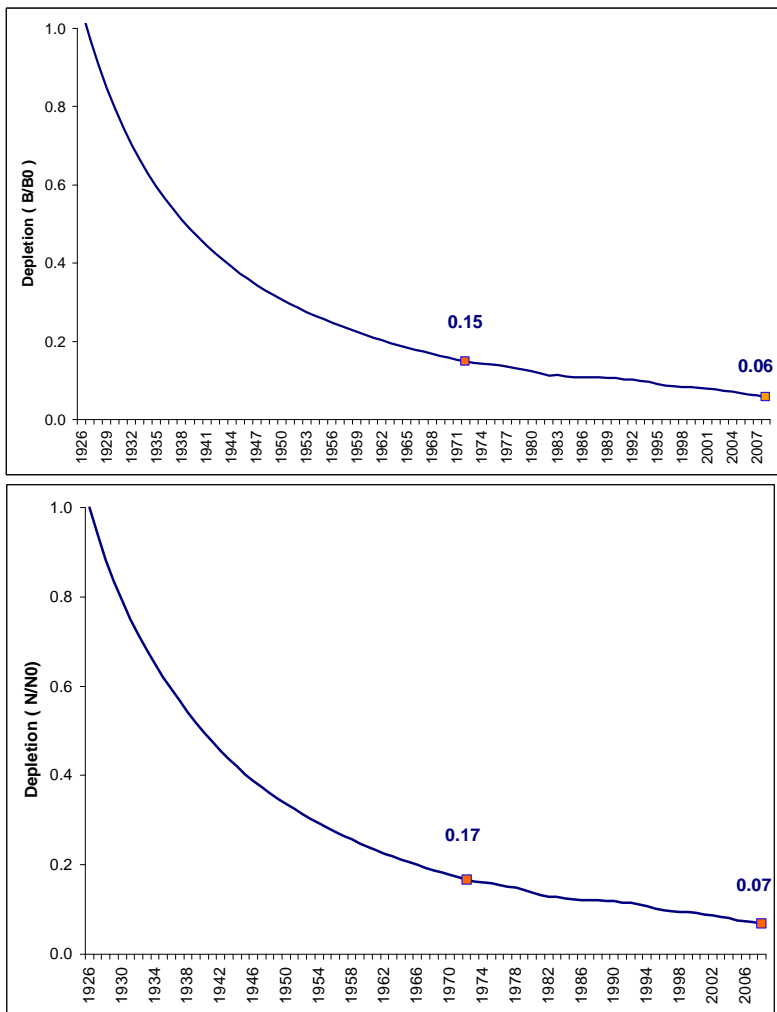
**Figure 26.** Fit to the Uruguay CPUE index and historical depletion index based on assuming virgin conditions in 1961 for Southwest Atlantic porbeagle shark. The solid line is the fit to the Uruguay index and the hatched line is the fit to the historical depletion index.



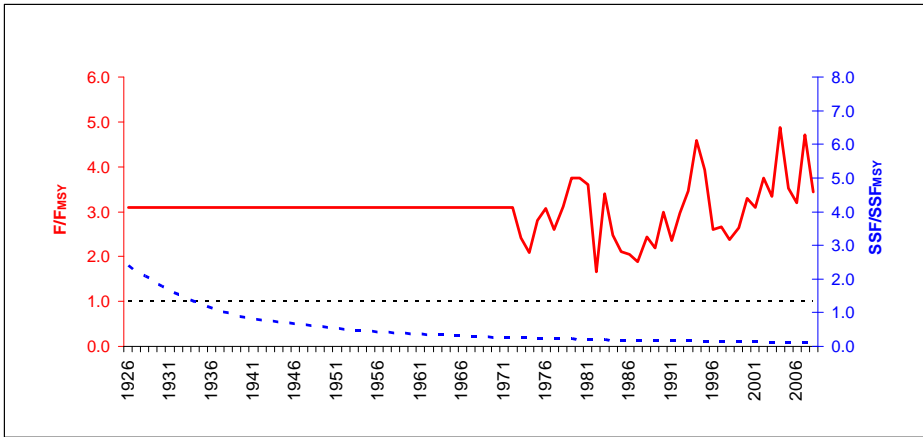
**Figure 27.** Relative spawning stock biomass (SSB) trend for the CFASP model assuming virgin conditions in 1961 for southwest Atlantic porbeagle shark. The dots indicated on the line correspond to depletion at the beginning of the modern period (1982) and current depletion (2008).



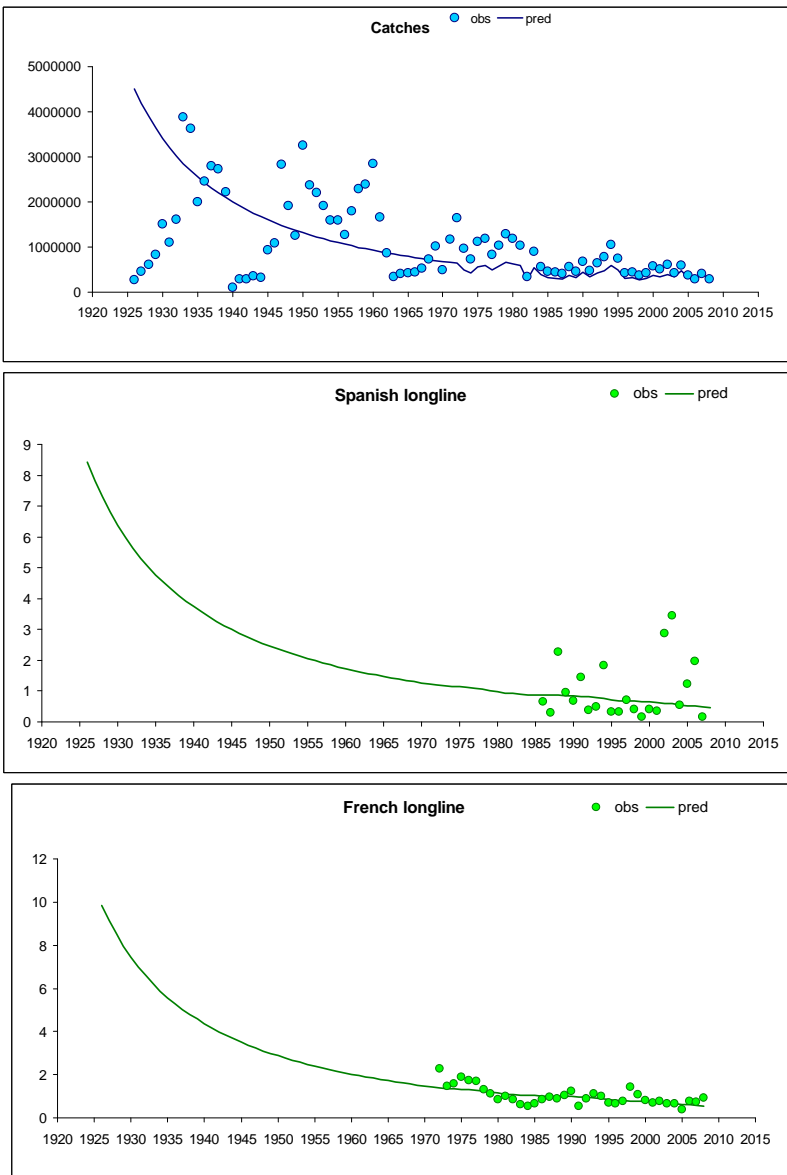
**Figure 28.** Logistic selectivity function fit to age frequency data estimated from lengths of porbeagle sharks recorded from the French longline fleet.



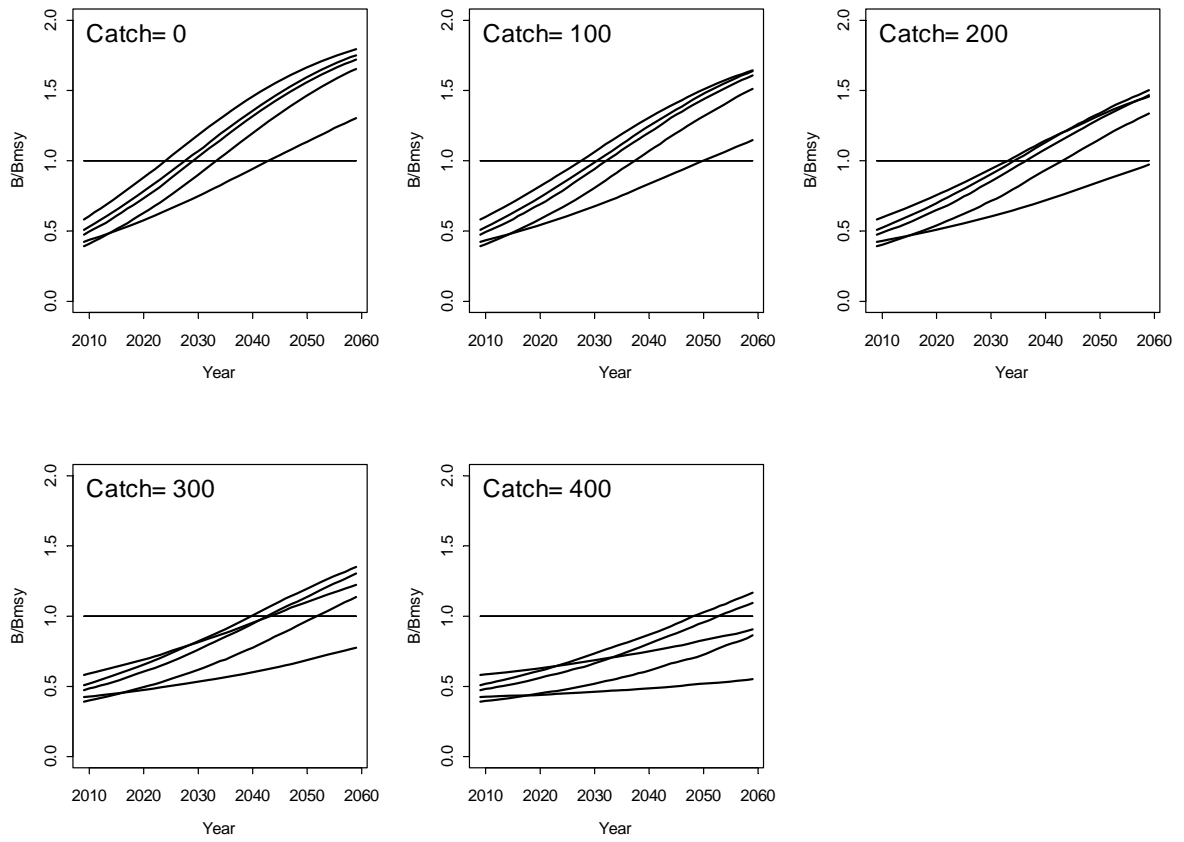
**Figure 29.** Depletion in total biomass (upper panel) and numbers (lower panel) for the SPAS model assuming virgin conditions in 1926 for Northeast Atlantic porbeagle shark. The dots indicated on the line correspond to depletion at the beginning of the modern period (1972) and current depletion (2008).



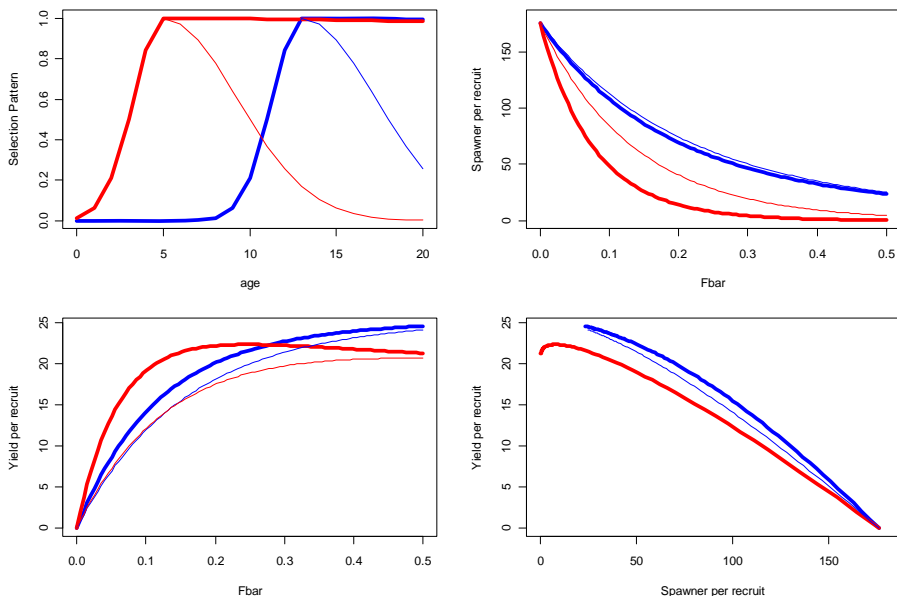
**Figure 30.** Relative biomass and fishing mortality trajectories for the ASPM model assuming virgin conditions in 1926 for northeast Atlantic porbeagle shark.



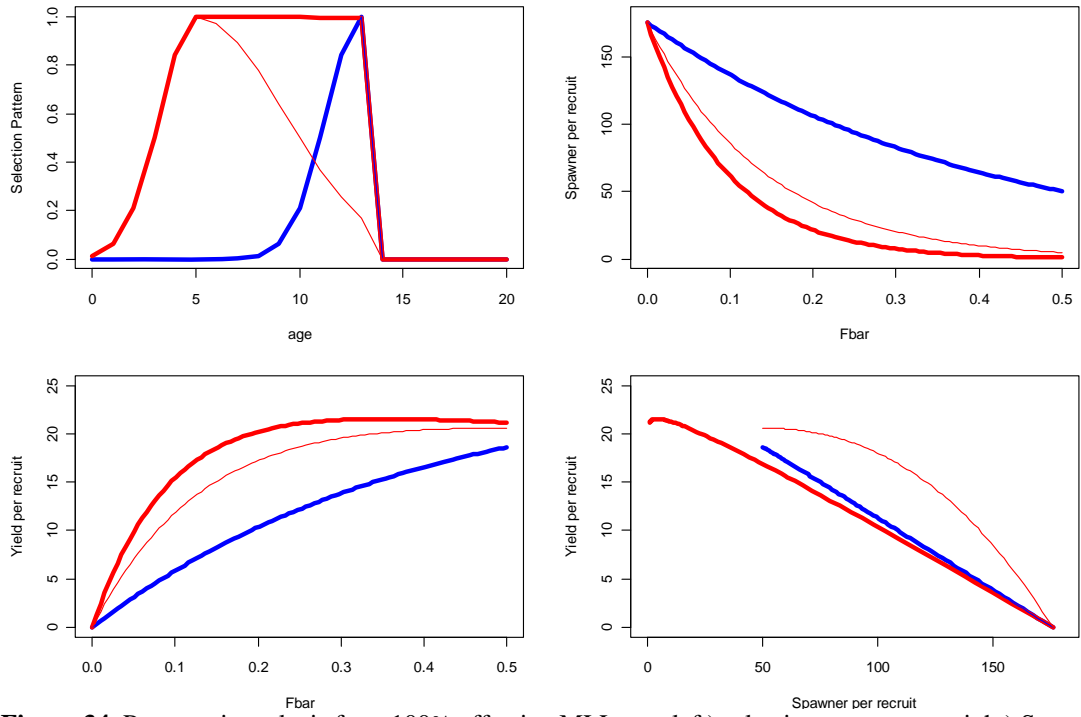
**Figure 31.** Model fits to catches (upper panel) and CPUE indices for the ASPM model assuming virgin conditions in 1926 for northeast Atlantic porbeagle shark.



**Figure 32.** Median trajectories of  $B/BMSY$  for each total catch strategy. Each line is one of the five credible BSP model runs.



**Figure 33.** Per recruit analysis, top-left) selection pattern, top-right) Spawner per recruit, bottom-left) Yield per recruit, bottom-right) Yield vs. SSB.



**Figure 34.** Per recruit analysis for a 100% effective MLL, top-left) selection pattern, top-right) Spawner per recruit bottom-left) Yield per recruit, bottom-right) Yield vs. SSB.

**AGENDA**

- 1 Opening, adoption of agenda and meeting arrangements
- 2 Update of data for assessment
  - 2.1 Stock structure and life history parameters
  - 2.2 Stock definition
  - 2.3 Summary of life-history parameters
  - 2.4 Catch estimates
  - 2.5 Trends in catch rates
- 3 Assessment model and results
  - 3.1 Bayesian surplus production model
  - 3.2 Catch-free, age-structured production model
  - 3.3 Age-structured production model
  - 3.4 Age structured assessment model
  - 3.5 Gadget
- 4 Projections
  - 4.1 Bayesian surplus production model
  - 4.2 Yield per recruit analysis
- 5 Research recommendations
- 6 Management recommendations
- 7 Executive Summary for Porbeagle
- 8 Other matters
- 9 Report adoption and closure

**LIST OF PARTICIPANTS**

***CONTRACTING PARTIES***

**CANADA**

**Campana, Steve**

Population Ecology Division, Bedford Institute of Oceanography, , 1 Challenger Drive; P.O. Box 1006, Dartmouth, Nova Scotia B2Y 4A2  
Tel: + 1 902 426-3233, Fax: +1 902 426-1506, E-Mail: Steven.Campana@mar.dfo-mpo.gc.ca

**EUROPEAN COMMUNITY**

**Beggs, Steven**

Agri-food and Biosciences Institute 18a Newforge Lane BT9 5PX Belfast, Ireland, United Kingdom  
Tel: +44 2890 255 472, E-Mail: steven.beggs@afbini.gov.u

**Biais, Gérard**

IFREMER L Houmeau Station. P.O. Box 7. F-17137 L Houmeau, France  
Tel. +33 546 500 661, Fax +33 546 500 650, E-mail: gerard.biais@ifremer.fr

**Clarke, Maurice**

Marine Institute Rinville Oranmore. Co, Galway, Ireland  
Tel: +353 91387200, Fax +353 91387201, E-mail: maurice.clarke@marine.ie

**Diez, Guzmán**

AZTI-Tecnalia AZTI Sukarrieta, Txatxarramendi ugarte a z/g E-48395 Sukarrieta (Bizkaia), Spain  
Tel: + 34 946029444, Fax +34 946870006, E-mail: gdiez@azti.es

**Dobby, Helen**

Marine Scotland – Science Marine Laboratory. P.O. Box 101 AB11 9DB Aberdeen Torry, Scotland, United Kingdom  
Tel: +44 1224 876544, Fax +44 1224 295511, E-mail: h.dobby@marlab.ac.uk

**Ellis, Jim** (WGEF Chair)

Centre for Environment, Fisheries & Aquaculture Science Lowestoft Laboratory, Pakefield Road, NR33 0HT Lowestoft, Suffolk, United Kingdom  
Tel: +44 1502 524300, Fax +44 1502 513865, Email: jim.ellis@cefasc.co.uk

**Figueiredo, Ivone**

INRB-IPIMAR, Avenida de Brasilia, PT-1449-006 Lisbon, Portugal  
Tel: + 351 21 3027131, Fax + 351 21 33319067, E-mail: ivonefig@ipimar.pt

**Fordham, Sonya**

Policy Director, The Ocean Conservancy, The Shark Alliance and Shark Conservation Program Director, c/o. Oceana, Rue Montoyer, 39, 1000 Brussels, Belgium  
Tel: +322 513 2242, Fax: +1 202 872 0619, E-mail: sonja@oceanconservancy.org

**Fowler, Sarah**

Nature Bureau International, 36 Kingfisher Court Hambridge Road, RG14 5SJ Newbury, United Kingdom  
E-mail: sarah@NatureBureau.co.uk

**Frentzel-Beyme, Boris**

Artenschutzexperte der D.E.G. Biozentrum Grundel und Zool. Museum Universität Hamburg D-20146 Hamburg, Germany  
Tel: + 49 (0) 40 431 93400 E-mail: borisfbeyme@elasmol.de

**Heessen, Henk**

Wageningen IMARES, P.O. Box 68, NL-1970 AB IJmuiden, Netherlands  
E-Mail: henk.heessen@wur.nl

**Johnston, Graham**

Marine Institute, Rinville, Oranmore, Co. Galway, Ireland  
Tel: +353 91 307490, E-Mail: graham.johnston@marine.ie

**Jung, Armelle**

APECS Association Pour l'Etude et la Conservation des Sélaciens, France  
E-Mail: armelle.jung@asso-apecs.org

**McCully, Sophy**

Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science, Pakefield Road NR33 0HT Lowestoft Suffolk, United Kingdom  
Tel: +44 1502 527754, Fax +44 1502 513865, E-Mail: sophy.mccully@cefasc.co.uk

**Mejuto García, Jaime**

Instituto Español de Oceanografía, C.O de A Coruña, Paseo Marítimo Alcalde Francisco Vázquez, 10 - P.O. Box 130, 15001 A Coruña, Spain  
Tel: +34 981 205 362/981 21 8151, Fax: +34 981 229 077, E-Mail: jaime.mejuto@co.ieo.es

**de Oliveira, Jose**

Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science Lowestoft Laboratory, Pakefield Road NR33 0HT Lowestoft Suffolk, United Kingdom  
Tel: +44 1502 527 7 27, Fax +44 1502 524 511, E-Mail: jose.deoliveira@cefasc.co.uk

**Ortiz de Urbina, Jose María**

Instituto Español de Oceanografía, C.O de Málaga, Apartado 285 - Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola, Málaga, Spain  
Tel: +34 952 47 1907, Fax: +34 952 463 808, E-Mail: urbina@ma.ieo.es

**van Overzee, Harriët**

Wageningen IMARES, P.O. Box 68, NL-1970 AB IJmuiden, Netherlands  
Tel: +31 317 487185, Fax +31 317 487326, E-Mail: harriet.vanoverzee@wur.nl

**Rui Rilho de Pinho, Mário**

University of the Azores, Department Oceanography and Fisheries DOP Universidade dos Açores Caiz Sta Cruz, PT-9909 862 Horta Azores, Portugal  
Tel: +351 292 200 400, Fax +351 292 200 411, E-Mail: maiuka@uac.pt

**Finlay, Scott**

CEFAS - Lowestoft Laboratory, Pakefield Road, Lowestoft, Suffolk, United Kingdom  
Tel: +44 1502 524 257, Fax: +44 1502 524 511, E-Mail: finlay.scott@cefasc.co.uk

**Séret, Bernard**

L Institut de Recherche pour le Développement (IRD). 55 rue Buffon F-75 231 PARIS Cedex 05, France  
E-Mail : seret@mnhn.fr

**Stenberg, Charlott**

Swedish Board of Fisheries. P.O. Box 423 SE-401 26 Gothenburg, Sweden  
Tel: +46 317 430420, Fax +46 317 430444, E-Mail: charlott.stenberg@fiskeriverket.se

**Stürmer, Ingo**

Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, Division N I 3 (Species Conservation), PO  
12 06 29, 10178 Berlin, Germany  
Tel: +49 173 28 95 963, E-Mail: ingo.stuermer@bmu.bund.de; stuermer@anawis.com

**Velasco, Francisco**

Instituto Español de Oceanografía Centro Oceanográfico de Santander, P.O. Box 240, E-39080 Santander, Spain  
Tel: +34 942 291060, Fax +34 942 275072, E-Mail: francisco.velasco@st.ieo.es

**JAPAN**

**Matsunaga, Hiroaki**

Tropical Tuna Fish Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency, 5-7-1  
Orido Shimizu-ku, Shizuoka 424-8633, Japan  
Tel: +81 54 336 6000, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: matsuh@fra.affrc.go.jp

**NORWAY**

**Vollen, Tone**

Institute of Marine Research, P.O. Box 6404 N-9294 Tromsø, Norway  
Tel: +47 95880793, Fax +47 77609701, E-Mail: tone.vollen@imr.no

**RUSSIAN FEDERATION**

**Dolgov, Andrey**

Knipovich Polar Research Institute of Marine Fisheries and Oceanography. 6 Knipovitch Street RU-183763 Murmansk,  
Russia  
Tel: +7 8152 473064, Fax +7 8152 473331, E-mail: dolgov@pinro.ru

**UNITED STATES**

**Babcock, Elisabeth**

Pew Institute for Ocean Science, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, 4600  
Rickenbacker Causeway, Miami, Florida 33149  
Tel: +1 305 421 4852, Fax: +1 305 421 4077, E-Mail: ebabcock@rsmas.miami.edu

**Cortés, Enric**

Research Fishery Biologist, NOAA-Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, Panama City Laboratory, 3500 Delwood  
Beach Road, Panama City, Florida  
Tel: +1 850 234 6541, Fax: +1 850 235 3559, E-Mail: enric.cortes@noaa.gov

**Scott, Gerald P.**

SCRS Chairman, NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Science Center Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach  
Drive, Miami, Florida 33149  
Tel: +1 305 361 4261, Fax: +1 305 361 4219, E-Mail: gerry.scott@noaa.gov

**URUGUAY**

**Domingo, Andrés**

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos - DINARA, Sección y Recursos Pelágicos de Altura, Constituyente 1497, 11200  
Montevideo  
Tel: +5982 40 46 89, Fax: +5982 41 32 16, E-Mail: adomingo@dinara.gub.uy

**ICCAT SECRETARIAT**

C/Corazón de María, 8 (6th fl.)  
28002 Madrid, Spain  
Tel: +34 91 416 5600, Fax: +34 91 415 2612, E-Mail: iccat@info.int

**Kell, Laurie**  
**Restrepo, Victor**



## LIST OF DOCUMENTS

- SCRS/2009/053 Historical data and standardized catch rates of porbeagle (*Lamna nasus*) caught as bycatch of the Spanish surface longline fishery targeting swordfish (*Xiphias gladius*) in the Atlantic ocean. Mejuto, J., Ortiz, J., García-Cortés, B., Ortiz de Urbina, J. and Ramos-Cartelle, A. M.
- SCRS/2009/062 A short note on the f.a.o. statistics for the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the Atlantic and its relation to other lamnid. Fernández-Costa, J. and Mejuto, J.
- SCRS/2009/068 Bayesian surplus production model applied to porbeagle catch, CPUE and effort data. Babcock, B.A. and Cortes, E.
- SCRS/2009/069 Standardized catch rates for porbeagle sharks from the us pelagic longline logbook program. Cortés, E.
- SCRS/2009/071 A Novel Application of the Gadget Operating Model to North East Atlantic Porbeagle. S. R. McCully, F. Scott, L. T. Kell, J. R. Ellis and D. Howell
- SCRS/2009/087 Estimación retrospectiva de capturas de porbeagle (*Lamna nasus*) en la pesquería española de palangre de superficie de pez espada en el Atlántico norte. Mejuto, J., García-Cortés, B., and Ramos-Cartelle, A. M.
- SCRS/2009/089 Análisis de la información de *Lamna nasus* obtenida por el programa de observadores de Uruguay en el Atlántico sudoccidental . Forselledo, R., Pons, M. and Domingo, A.
- SCRS/2009/090 Population structure of Porbeagle (*Lamna nasus*) in the Atlantic Ocean as inferred from mitochondrial DNA control region sequences. Kitamura, T.
- SCRS/2009/091 CPUE trend for porbeagle caught by the Japanese tuna longline in the SBT fishery ground during 1992-2007. Matsunaga, H.
- SCRS/2009/092 National Report EC-Spain, Atlantic *Lamna nasus*, ICES+ICCAT meeting 2009. Mejuto, J., Punzón, A. and González, F.
- SCRS/2009/093 Standardized CPUE of porbeagle shark (*Lamna nasus*) caught by Uruguayan pelagic longline fleet (1982-2008). Pons, M. and Domingo, A.
- SCRS/2009/094 Habitat Utilization and Movement Patterns of Porbeagle Sharks (*Lamna nasus*) in the Western North Atlantic. Skomal, G., Marshall, H., Chisholm, J., Natanson, L. and Bernal, D.
- SCRS/2009/095 Population dynamics of porbeagle in the northwest Atlantic, with an assessment of status to 2009 and projections for recovery. Campana, S.E., Jamie, A., Gibson, F., Fowler, M., Dorey, A. and Joyce, W.
- SCRS/2009/188 Data On French Targeted Porbeagle (*Lamna Nasus*) Fishery In The Northeast Atlantic Ocean: Captures And Biological Parameters. Jung, A., Lorrain,A., Cherel,Y., Priac,A., Baillon ,S. and Campana, S.