

**REPORT OF THE 2009 ATLANTIC SWORDFISH
STOCK ASSESSMENT SESSION**
(Madrid, September 7 to 11, 2009)

SUMMARY

The Meeting was held in Madrid, Spain from September 7 to 11, 2009. This meeting responds to the request from the Commission contained in the Supplemental Recommendation by ICCAT to Amend the Rebuilding Program for North Atlantic Swordfish [Rec. 06-02], for the SCRS to carry out assessments of the North and South Atlantic swordfish stocks.

RESUME

La réunion s'est tenue à Madrid (Espagne) du 7 au 11 septembre 2009. Cette réunion répondait à la requête de la Commission, contenue dans la Recommandation supplémentaire de l'ICCAT visant à amender le programme de rétablissement de l'espadon de l'Atlantique nord [Rec. 06-02], selon laquelle le SCRS devrait évaluer les stocks d'espadon de l'Atlantique Nord et Sud.

RESUMEN

La reunión se celebró en Madrid, España, del 7 al 11 de septiembre de 2009. Esta reunión responde a la solicitud de la Comisión incluida en la Recomendación suplementaria de ICCAT para enmendar el programa de recuperación del pez espada del Atlántico norte [Rec. 06-02] de que el SCRS realice evaluaciones de los stocks de pez espada del Atlántico norte y Sur.

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements

The meeting was held at the ICCAT Secretariat in Madrid. Dr. John Neilson (Canada), meeting Chairman, welcomed meeting participants (“the Group”) and presented the general arrangements of the meeting. Dr Neilson proceeded to review the Agenda which was adopted without changes (**Appendix 1**). In reviewing the Agenda, Dr. Neilson reminded participants that it had been prepared to address the objectives presented in the Swordfish Work Plan for 2009 (**Appendix 2**).

A list of meeting participants is attached as **Appendix 3** and the list of scientific documents presented at the meeting is attached as **Appendix 4**.

Drs. Travassos (Brazil) and Neilson chaired the sessions for the southern and northern Atlantic stocks, respectively. The following participants served as Rapporteurs for various sections of the report:

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
1, 9, 10	P. Pallarés
2	P. Travassos, J. Neilson
3	B. García-Cortés, P. Kebe
4	S. Cass-Calay, P. Travassos, C. Minte-Vera
5, 6	M. Ortiz, C. Brown, C. Minte-Vera, P. Travassos, G. Diaz
7	M. Ortiz, P. Travassos, C. Minte-Vera, G. Diaz
8	J. Neilson, P. Travassos, G. Scott

2. Biological data, including tagging information

Two papers were presented that provided new information concerning the biology of Atlantic swordfish.

Document SCRS/2009/111 is a preliminary report of a study regarding the population structure and admixture of swordfish in the Mediterranean and Atlantic Ocean. Four nuclear genetic markers were developed and used to assign individuals to inferred ancestral populations. This analysis confirmed the current ICCAT assumption of three distinct populations. Despite small sample sizes and minimal (4) nuclear markers, an average individual assignment > 93% was observed. Increasing the number of loci as well and/or the number of individuals sampled is likely to improve the ability to assign individuals to the appropriate ancestral population. However, the results of SCRS/2009/111 also indicate that data sets with fewer samples or the use of fewer nuclear DNA markers could still be used for population assignment.

With additional temporal and spatial sampling, the method described in SCRS/2009/111 has strong potential to quantify population admixture for Atlantic swordfish. This would be of great use for mixed-stock analyses. However, to take full advantage of this research, it is also recommended an effort be undertaken to quantify the amount of gene-flow that occurs within mixing areas (or across management boundaries).

SCRS/2009/115 provided an update on the ongoing Canadian research program using pop-up satellite archival tags (PSAT). A three-year collaboration with the swordfish harpoon fleet and the University of New Hampshire, began in 2005 and concentrated tagging effort on fish in the Georges Bank area. More recently, tagging effort has shifted to the Grand Banks off Newfoundland. Results of tag deployments to date suggest a more complex stock structure than was previously understood. Swordfish also appear to exhibit fidelity to their feeding sites. A newly initiated collaborative study will examine swordfish population structure in the north-western Atlantic using pooled data from swordfish satellite tagging programs in Canada and the United States. During discussions, it was noted that the information on diel vertical distributions could be useful in helping to understand availability to longline gear. It was asked if the differences in vertical migrations noted between tagged fish in 2006 and 2007 could be attributed to fish size, but as the fish were not brought on board to be tagged, only estimates of size are available. It was observed that the results from the PSAT studies to date are consistent with the results from conventional tagging, which show few movements of swordfish tagged in the Northwest Atlantic into the Northeast Atlantic.

3. Catch data, including catch at size and fisheries trends

3.1 Overview

Directed surface longline fisheries from Canada, EC-Spain and the United States have operated since the late 1950s or early 1960s in the North Atlantic. The harpoon fisheries have existed at least since the late 1800s in the northwest Atlantic. Other directed swordfish fisheries include longline fleets from Brazil, Morocco, Namibia, EC-Portugal, South Africa, Uruguay, and Venezuela, among others. Additionally, some driftnet activities occur around the Strait of Gibraltar area and in other Atlantic areas (e.g., off the coast of West Africa). The primary by-catch or opportunistic fisheries that take swordfish are tuna fleets from Chinese Taipei, Japan, Korea and EC-France. The tuna longline fishery started in 1956 and has operated throughout the Atlantic since then, with substantial catches of swordfish in some years that are produced as a by-catch in their fisheries targeting different tuna species. **Figure 2** shows the geographical distribution of swordfish catches in the Atlantic.

The SCRS scientists believe that ICCAT Task I landings data provide minimum estimates because of unreported catch.

Total Atlantic

The total Atlantic estimated catch of swordfish (North and South, including reported dead discards) in 2008 (21,859 t) represented a significant decline from that in 2007 (27,941 t), due to socio-economic factors as well as changes in the target species for some fleets. As a number of countries have not yet reported their 2008 catches and because of unknown IUU catches, this value should be considered provisional and subject to further revision.

North Atlantic

For the past decade, the North Atlantic estimated catch has averaged about 11,332 t per year (**Table 1** and **Figure 1**). The catch in 2008 (10,752 t) represents a 53% decrease since the 1987 peak in North Atlantic landings (20,236 t). These reduced landings have been attributed to ICCAT regulatory recommendations and shifts in fleet distributions, including the movement of some vessels to the South Atlantic or out of the Atlantic. In addition, some fleets, including at least the United States, EC-Spain, EC-Portugal and Canada, have changed operating procedures to opportunistically target tuna and/or sharks, taking advantage of market conditions and higher relative catch rates of these species previously considered as by-catch in some fleets. Recently, socio-economic factors may have contributed to the decline in catch.

South Atlantic

The historical trend of catch can be divided in two periods: before and after 1980. The first period is characterized by relatively low catches, generally less than 5,000 t (with an average value of 2,300 t). After 1980, landings increased continuously up to a peak of 21,780 t in 1995, levels that match the peak of North Atlantic harvest (20,236 t). This increase of landings was, in part, due to progressive shifts of fishing effort to the South Atlantic, primarily from the North Atlantic, as well as other waters. Expansion of fishing activities by southern coastal countries, such as Brazil and Uruguay, also contributed to this increase in catches. The reduction in catch following the peak in 1995 resulted from regulations and partly due to a shift to other oceans and target species. In 2008, the 11,108 t reported catches were about 51% lower than the 1995 reported level.

3.2 Catch data (Task I nominal catches)

The Secretariat presented the nominal catches (Task I) for the period 1950-2008. The data were published in the ICCAT webpage prior to the meeting according to the work plan. The Group reviewed in detail the catch distribution by country, gear and year and noted the good coverage of data reported to the Secretariat for 2008. For a few countries, Task I data were not reported and the Group agreed to carry over catch reported in 2007 to fill the information for 2008 (Sao Tomé & Príncipe Vanuatu and Senegal). A revised table including changes (carry over) and latest data submitted (Korea, Côte d'Ivoire) was accepted by the Group. The summary catch table is shown in **Table 1** and **Figure 1** and geographical distribution of the catch for the entire Atlantic by main gears is shown in **Figure 2**. The reduced catch in 2008 (21,859 t) compared to 2007 (27,941 t) could be the result of some socio-economic effects or change in the species targeted.

Some concerns were raised about the significant quantity of live discard reported by Japan and not included in the catch table. The Group suggested making an investigation about the survival mortality of live discard in the longline swordfish fisheries.

3.3 Exploration of possible under-reported catches

Some concerns related to possible unreported catches were raised by the Group. According to the swordfish catch database, it was noted that no estimation of unreported catches was included to the ICCAT database, but at the same time the Group was informed that the main sources of information to estimate under reported catches were the information derived from the Statistical Document of swordfish, and the customs database from the United States and Japan. As no trade data were available in the time of the meeting, the Group decided to explore to use the ICCAT Statistical Document database to estimate unreported catch. The use of this information was not so easy because of the lack of conversions factors, from loin, filet, gilled and gutted to live weight on swordfish fish.

Table 2 summarizes the swordfish Statistical Document System data (s.SDS) through 2007 and contrasts the information with the reported Task I by flag. As the s.SDS data are recorded in product weight while Task I data are in live weight, several conversions were applied based on information from scientists attending the meeting and based on information for other species (mainly bluefin) and are shown in **Table 3** for the product types listed. These assumptions should be tested through observations, if further analysis of this type is attempted. This comparison indicates that Task I might not represent the total landed catch of Convention area swordfish, although the amount that Task I could under-represent actual landings is not well estimated. s.SDS data recorded for exports from various fishing flags with an unknown area of capture leads to the largest discrepancy between Task I and the scaled s.SDS data. Considering only the s.SDS data classified as coming from the Convention Area, the discrepancy amounts to an estimate of less than 1,000 t over the period of comparison (2003-2007). Considering the total s.SDS data, the discrepancy amounts to nearly 21,000 t for the period of comparison. It is

noteworthy that the s.SDS data implies that international trade of Convention area landed swordfish might represent less than 13% of the landed catch recorded in Task I and that a surprisingly low number of Contracting Parties engage in export of Convention area SWO. Confusion among Contracting Parties about the need for s.SDS reports, especially for chartering arrangements; likely contribute to the low volume of international trade of Convention area SWO documented in the s.SDS to date.

Trade data have been used to tentatively estimate unreported catches for other species (e.g. bluefin, bigeye) and have been found to provide some evidence of unreporting of potentially substantial volumes (tens of thousands of tons), but these volumes are not well estimated and the estimates are subject to high levels of uncertainty. Trade data at the level of detail available to SCRS are thus useful only for identifying gross levels of unreported catch, but are insufficient to assure high a degree of certainty in the estimates or a high degree of certainty that unreported catch does not occur.

3.4 Size frequencies and catch and effort data

The catalog and the data itself of swordfish size frequencies and catch and effort available in the Secretariat and published on the ICCAT web page were presented by the Secretariat.

Document SCRS/2009/112 presents the monthly and annual size frequency distributions of swordfish reconstructed from 10,094 individual weights collected in the fish market of Dakhla (southern Morocco) covering the period 2004-2008. The average size of the fish was 133cm lower jaw-fork length with a mean round weight of 33 kg. This document reported interannual differences in the size distribution.

Spanish scientists presented in document SCRS/2009/055 updated data on Spanish surface longline fleet targeting swordfish for the years 2006 and 2007 where 64,071 t and 49,473 t fish were sampled in the Atlantic areas, respectively. The paper also summarizes 5°x5° plots of Task I and II about landings in number and weight, effort and nominal CPUEs by size groups and aggregated.

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

As recommended by the work plan, the Secretariat prepared and published the catch at size for North and South Atlantic for the period 1978 to 2008 prior to the meeting. Following revisions made in Task I, a revised version was developed. A summary size distribution is shown in **Table 4**. The process used to update this catch at size data base was described in SCRS/2009/120.

An overview of the expanded CAS is shown in **Figures 4** and **5** for the north and south stock respectively. It was noted that CAS include many substitutions due to size sampling gaps in both time space, and also that it represents the size distribution of the catch and not necessarily of the population. Changes in fishery patterns, selectivity and management regulations can greatly influence the retained size fish fraction. It was however suggested that size frequency trends be presented by fleet-gear combinations for which direct size observations are currently being provided. The U.S. scientist presented an example of the deviations on mean size for swordfish by year and area using size data collected by an observer program (**Figure 6**).

Based on the unisex Gompertz growth curve, the Secretariat converted the catch at size data to catch at age using the AGEIT.FOR software developed since 1989. The summary result is shown in **Table 5** and **Figure 7**.

As a result of the updates to the Task I and catch-at-size databases, the North Atlantic catch-at-age matrix for 1978-2005 differed somewhat from what was available for the previous assessment. These differences are shown in **Table 6** and **Figure 8**.

3.6 Fisheries trends

During the meeting national scientists presented short descriptions of recent developments in the swordfish fisheries in their countries.

Brazil; Brazilian swordfish catches decreased from 4,153 t in 2007 to 3,407 t in 2008, representing a decline of about 18%. This is primarily related to a reduction of fishing effort, due to a decrease of foreign chartered boats operating in the fishery. In addition, some changes in target species from swordfish to tunas for the national tuna boats were observed in 2008. There are two main fishing grounds which are exploited by the Brazilian fleet: an equatorial area, between 5°N and 5°S, and another one, on the southern coast, around Trinidad Island (~20°S).

There was no change in fishing distribution in the recent period, and no change in fish size (range in LJFL was 90 to 260 cm).

Canada: Canadian swordfish are caught by harpoon (10% of national quota) and longline (90% of national quota) from Georges Bank to east of the Grand Banks of Newfoundland from May through November. Over the past decade, total landings (including dead discards) peaked at 1,664 t in 2005. The landings in 2008 (1,373 t) represent a decline of about 17% since that time. The distribution of longline catches has changed since the last stock assessment. There were fewer trips east of the Grand Banks due to unfavourable water conditions as well as economic considerations such as fuel costs. Since 2002 the fishery has been managed under an Individual Transferable Quotas (ITQ) system, which has eliminated the competitive nature of the fishery. Swordfish are caught primarily on the edge of the Scotian Shelf and Grand Banks while tunas (albacore, bigeye and yellowfin) are generally caught south of the shelf edge, in warmer water. According to the Canadian fishing industry, the longline fishery now principally directs for tunas.

Chinese Taipei: The Chinese Taipei tuna longline fishery started its operation in the Atlantic Ocean in the early 1960s, and has operated widely throughout the entire ocean since the 1990s, targeting mostly albacore (*Thunnus alalunga*), bigeye (*Thunnus obesus*) and yellowfin (*Thunnus albacares*) tunas. Swordfish was mainly a by-catch of the fishery. Despite that more swordfish were caught in the South Atlantic, the annual catches of swordfish in the northern stock were less than 500 t before 1990, but increased to about 500 t in the early 1990s as a result of the development of deep longline operation in the tropical area for bigeye and yellowfin tunas. However, the annual catch in the North Atlantic has decreased since 1998 most probably due to the enhanced catch regulation on this species. The annual catch was 172 t and 82 t in 2007 and 2008, respectively. In the South Atlantic, the annual catch was about 200-800 t in the 1980s, increased to 850-2,900 t in the 1990s accompanied by an increase in deep longline operation for tunas in the tropical area. Due to the enhanced catch regulation of ICCAT, the catch was reduced to around 1,100 t in 1998. The catch has been stable at the level around 700 t since 2004 except for 2006 when the catch further decreased to 377 t. The catch in 2007 and 2008 was 671 and 727 t, respectively.

EC-Spain: An extensive description of the recent fishery, catch, effort and nominal CPUEs, is found in SCRS/2009/055 with special reference to the years 2006 and 2007, including North and South nominal catch per effort information for the period 1986-2007. Landings in the total Atlantic during 2006 and 2007 were 10,746 t and 10,847 t, respectively. Total Atlantic landing for 2008 were 8,409 t. In the North and South Atlantic reported catches for 2008 were 4,336 t and 4,073 t, a 38% and 64% decline from the catches in 1995, respectively. There were some changes in the Spanish fisheries in most recent years, additionally to those produced by regulations. As it was already reported over the past few years, the North Atlantic fleet has kept a multi-species fishery due to changes in the market (increases in the price of other species) and to a shift of some vessels out of the Atlantic. Additionally, most of the vessels have already gone from the traditional multifilament to monofilament gear. It has also attempted to obtain equivalences between the efficiency or catchability of the two longline gear types used by the Spanish longline fishery, taking advantage of the observations carried out in overlapping areas where two longliners were operating with the same strategy on a trial done in South Pacific areas. The mono-filament longline showed higher catch rates per hook than the traditional longline style, with an estimated mean efficiency of 2.6, 1.9, 1.3 and 2.0 greater than the traditional longline for *Xiphias gladius*, *Prionace glauca*, *Isurus oxyrinchus* and billfishes, respectively (SCRS/2009/098).

Morocco: The Moroccan longline fishery targeting swordfish in the North Atlantic Ocean is relatively recent compared with other tuna fisheries in particular the gillnet and the tuna traps fisheries. This fishery has been operating since the beginning of the last decade and involved about 15 vessels. The fishing occurs along the year, with higher catches during the third and the fourth quarter. In terms of catches, this fishery has contributed with 300 t on average during the last five years, which represent 17% of the total catches of this species at the national level. The sizes of fish caught by this fishery range from 58 to 269 cm lower jaw-fork length, with an average size of 133 cm, corresponding to an average round weight of about 33 kg. The mean weight of swordfish showed a decreasing trend during the 2004-2008 periods. However, the relative abundance index in weight for swordfish shows an increasing trend over the same period.

Uruguay: During the last five years, the swordfish captures have decreased from 1105 t in 2004 to 370 t in 2008. This decrease has been caused by a change in the target species of the fishery, together with a reduction in the fishing effort. The recession in the U.S. market, main buyer of fresh Uruguayan swordfish, together with the occurrence of fishermen labor conflicts produced a decrease in the fishing effort, with some boats even stopping their fishing activities during 2006-2008. At the same time, during this period there was an increase in the captures of blue shark and yellowfin tuna, coinciding with an increase in the prices of these products, mainly in

the Brazilian market. It is expected that this situation will revert starting at the end of 2009, due to the reactivation of some boats, and the incorporation to the fleet of new fishing boats targeting swordfish.

United States: U.S. catches (landings+dead discards) of swordfish peaked in 1990 with a total of 5,519 t. Since then, United States catches followed a declining trend with the lowest catches reported in 2006 (2,057 t). In 2008 the United States reported 2,530 t of total swordfish catches, a decrease of about 5% with respect to the previous year. In 2008, 93% of all United States swordfish catches were from pelagic longline vessels. United States longline vessels operate throughout the western Atlantic including the Gulf of Mexico and Caribbean Sea. The main targets of the U.S. pelagic longline vessels are yellowfin tuna and swordfish. In the mid-1990s, the U.S. pelagic longline fleet consisted of about 400 active vessels. The number of active vessels has decreased since then and only about 120 vessels were active in the pelagic longline fishery in 2008. Management regulations, market conditions, and fuel prices are some of the reasons for the reduction of the fleet. In 2001, a number of time/area closures came into effect for the pelagic longline vessels operating within the United States EEZ. Two permanent closures, one in the Gulf of Mexico and the other in the Florida east coast, were established to reduce the by-catch of undersize swordfish. Three other areas have temporal closures and they were established to reduce the by-catch of undersize bluefin tuna. In addition, following an ecosystem management approach circle hooks became mandatory for the U.S. pelagic longline fleet in 2004 with the aim of reducing sea turtle and other by-catch mortality. The United States also has a recreational swordfish fishery. Although recreational swordfish landings are a very small proportion of the total United States landings (75 t in 2008), this fishery has expanded in the last few years and is projected to continue growing.

Other countries not included in the report have not presented descriptions on their respective fisheries.

The catch reported by countries attending the meeting (**Figure 3**) which presented their fisheries description, represents a 78% of the total Atlantic swordfish landings for recent years.

4. Relative abundance indices

4.1 Relative abundance indices – North

Five documents describing catch per unit effort (CPUE) series were submitted to the Working Group. The indices below were standardized using various analytical approaches.

Document SCRS/2009/109 describes sex and age-specific indices of abundance constructed using data from the United States pelagic longline fleet operating in the western North Atlantic including the Gulf of Mexico and the Caribbean. Annual trends in catch rates varied by sex and age. The Group recognized that the indices generally appear flat while expectation, from other sources of information, is that abundance has increased. The Working Group discussed the possible influence of changes in management regulations, and recommends that these possible influences on CPUE be examined in the future (to the extent possible).

Document SCRS/2009/110 summarizes the construction of combined biomass indices constructed for use in the production model runs. These indices reflect the combined standardized CPUE from the longline fleets of the United States, Spain, Canada, Japan, Morocco and Portugal. The Group noted the strong influence of the U.S. longline observations on the combined CPUE series, which was caused by the high proportion of observations from that fishery, especially in recent years (since 2000 the U.S. samples represent >70% of the data since the data are on a trip basis). The Working Group agreed that a filtering criterion be applied to reduce the number of U.S. observations to those vessels that had landed swordfish during at least ten years of the time series (**Figure 9**). The combined index was then recalculated. The Group also recognized that no new observations were available for the Japanese longline after 2006. Although the Japanese longline does not target swordfish, there may be recent changes in the operation of that fishery. Therefore, the Working Group recommends that this information be updated in future analyses.

Document SCRS/2009/113 gives a description of an index of abundance in weight developed for the Moroccan longline fishery targeting swordfish in the North Atlantic. This document analyzes the data for 377 trips carried out by this fleet during the period 2004-2008. The index represents a new source of information and constitutes an important contribution. The Moroccan CPUE information was used during the construction of the combined CPUE series produced for the production models. Since no age-specific indices are available to date, the index was not used during VPA runs.

Document SCRS/2009/114 details the construction of sex- and age-specific indices of relative abundance for North Atlantic swordfish caught by the Canadian pelagic longline fishery. The generally increasing trend in catch rates since the historic low in 1996 is indicative of an increase in the relative abundance of swordfish since that time. The authors noted that Canadian fishermen do not believe that the index appropriately accounts for the changes in management strategy and targeting in recent years. The Working Group recommends that an examination of the influence of changes in management strategy and targeting be undertaken in the near future.

Document SCRS/2009/118 describes the development of indices of abundance from the longline fishery of Chinese Taipei. This index is also a new source of information for the N-ATL swordfish and a valuable contribution. Although the indices described in SCRS/2009/118 were not used for the 2009 assessment models run for North Atlantic swordfish, the Group recommended that work be done to include this information in the combined biomass index developed for future assessments.

The available indices are summarized in **Table 7**. The usage of the index (not used, production models, VPA) is also noted in **Table 7**. The indices are illustrated in **Figures 10** and **11**. To facilitate visual comparison of the annual trends, the indices were scaled to the mean of the overlapping years.

For VPA runs, it was necessary to calculate combined sex indices, by age. These were calculated by adding the standardized male and female CPUEs (raw values before scaling to the mean), for each age to create the “Unisex” indices.

Numerous other indices appear in the SCRS documents, but were not considered for use for the 2009 VPA or production models formulations (e.g. because they were constructed for males and females separately, or for ages that were not considered for the VPA). These indices are described in documents SCRS/2009/109 and SCRS/2009/114.

4.2 Relative abundance indices – South

Five documents presenting standardized CPUE indices were provided to the Group. The indices were standardized using various analytical approaches.

Document SCRS/2009/119 describes the standardized CPUE index from Brazilian tuna fleet (targeted and non-targeted) operating in the western South Atlantic using catch and fishing effort data from 1978-2008 (~68,000 individual sets). The CPUE series (fish/1000 hooks) was standardized using the same methodologies described in SCRS/2006/127. The results obtained in the present document are similar to those presented during the last swordfish stock assessment (2006), confirming the optimistic scenario of a continuing trend of increase in the index of abundance for the species in the southwestern Atlantic, in recent years. However, the index also showed great interannual variability. It was again recognized by the Group that one potential bias of that method is that the cluster analysis will not consider a set as targeting swordfish if swordfish catches are null or if their proportion is considerably lower than those obtained for other fish species in the same set, resulting in artificially higher CPUEs. The analysis excluding the factor target concentrated the explanation of the deviance in the year effect and produced even more optimistic values for recent year. Both models showed the same overall trend. As discussed at the last swordfish assessment meeting, the Group believes that the increase in the abundance index for the species may be an overly optimistic representation of the recent trend in southern Atlantic swordfish biomass. The Group also discussed that, given the high interannual variability of the index, this might not reflect the true trends of biomass, particularly when considering the swordfish life history characteristics.

SCRS/2009/121 provided standardized catch rates in number and weight for the directed South Atlantic swordfish using General Linear Modeling from 5,541 observations carried out by the Spanish surface longline fleet fishing the South Atlantic swordfish stock during a period 1989-2008. The criteria used to define models were similar to those used in previous standardized analyses, but in this case new factors such as gear and bait were also incorporated. The final model explained 66% and 71% of the CPUE variability in number and weight, respectively. Trends of CPUE in number and weight are almost identical, showing stable trends over time with small fluctuations probably linked to the multiannual phases of abundance in number of fish. Phases in the oceanographic conditions in the studied areas were suggested by the authors to be studied in relation to such CPUE fluctuations. The Group requested details concerning the variability among areas over time. However because the progressive geographical expansion of the Spanish fleet during the history of this fishery it was not possible to have a good contrast among areas for the complete time series to make comparisons. In any case, the authors will study when possible other approaches to achieve this overview.

Document SCRS/2009/127 presents the standardized CPUE of swordfish from Uruguayan tuna fleet operating in the Western Southern Atlantic for the period 1982-2008. For the standardization, Generalized Linear Models with a Delta Lognormal approximation were used. The standardized CPUE shows similar trends to the nominal CPUE, with a decreasing trend in the last 8 years. In the first ten years of the study, 1982-1992, the CPUE showed much lower values than the next period (1993-2008), due to the fact that the fleet targeted bigeye tuna and occasionally albacore during this time period. Since 1992 the fishery targets swordfish. In exploratory analysis, the same procedure was conducted using the CPUE in number of individuals, finding the same trend in both series. For the analysis, the abundance index was broken down in two series.

Document SCRS/2009/116 describes indices of abundance of the south Atlantic swordfish caught by non-targeted Japanese longliners from 1975 to 2007. The standardization of CPUE was conducted by the GLM method. Because the main gear configurations used by Japanese longliners have been changed drastically since 1975 and the traditional GLM method cannot fully standardize the effect of this change of the gear configuration, the data were split into two time series: from 1975 to 1989 and from 1990 to 2007. The estimated abundance index from 1975 to 1989 showed a general increasing trend after the early 1980s. Differently, CPUE index observed in the later period (1989-2007), shows a decreasing trend up to 2003, and increased thereafter, reversing the downward trend observed in the last meeting. The Group noted that drastic changes in gear configurations and fishing zones occurred during the period analyzed were not fully standardized by the model used in this study. The Group decided to use CPUE series presented in the last assessment meeting.

Document SCRS/2009/117 describes standardized swordfish catch rates of the Chinese Taipei non-targeted longline fleet in the South Atlantic Ocean. The standardization of abundance index was conducted by applying two alternative modeling approaches (GLM and GAM) to datasets of fishery data (ICCAT Task II, from 1968 to 2008, and daily logbook dataset from 1995 to 2008). In contrast to a continuously decreasing standardized CPUE pattern of the previous study, the standardized catch-rates derived from different datasets and approaches in this study showed a smooth decreasing trend since 1968 through 1986. After that, an increasing trend to a relatively higher level during the period 1990-1997 was observed. After a significant drop, the CPUE index observed in the later period (1998-2008) exhibited a stable pattern, with a slight tendency to increase at the end of the period. The Group noted that the abundance indices showed a different trend from the CPUE presented in the last meeting. The Group noted that this difference may be due to the method used (GLM vs. GLMM). The Group recommended that the abundance index presented in the last assessment meeting would be used for the 2009 assessment and recommended that the CPUE series of SCRS/2009/117 would be considered for sensitivity analyses. Although these indices were not used for the 2009 assessment models run for South Atlantic swordfish, the Group recommended to include this information in future assessments.

The standardized CPUE series presented show different trends and high variability which indicates that at least some are not depicting trends in the abundances of the stock. The available indices are summarized in **Table 8** and illustrated in **Figures 12** and **13** to facilitate comparison of the annual trends, including the series presented in the last assessment meeting.

5. Methods and other data relevant to the assessment

5.1 Methods – North

5.1.1 Production model

In applying production models to North Atlantic swordfish, the Group used the dynamic (non-equilibrium) model (ASPIC v5.05) adopted previously by the SCRS for several species including swordfish. This version of ASPIC is parameterized in terms of MSY, K, and B(first year)/K, the model was formulated as in the 1994, 1996, 1999, 2002 and 2006 assessments, as follows: (i) 1950 (B_0) biomass constrained to equal $0.875 \cdot K$ (equivalent to $1.75 \cdot B_{MSY}$), (ii) logistic production model assumption, and (iii) optimize model conditioned on catch. Least squares minimization was used. At prior assessments, sensitivity analyses were conducted to evaluate sensitivity to this and other factors.

The data used in ASPIC production modeling and in the sensitivity analyses were the total North Atlantic reported catch from 1950 to 2008 including estimated dead discards (**Table 9**) and the CPUE combined biomass index as described in section 4.1 (**Figure 14**). At this assessment, sensitivity analyses were conducted to evaluate the effect on the model of the different data filtering performed in the construction of the combined CPUE index. In order to incorporate uncertainty from the CPUE index into the ASPIC model, it was decided to use the point

estimates and the 10% and 90% quartiles of CPUE index to construct the base case scenario for the production model. This was accomplished by running three ASPIC models in each case with the same catch series and the point estimate, low (10% quartile), and high (90% quartile) CPUE series. Results of central tendency and uncertainty were estimated from the pooled results of all three runs.

As for further sensitivity analyses, the Group also applied the Bayesian statistical approach for stock assessment with a surplus production function described in McAllister *et al.* (2000). These models were discrete time step models with harvesting occurring at the beginning of each year. The prior distribution for parameter r from McAllister *et al.* (2000) was applied as the baseline prior for the North stock with a median value for r of 0.42 and CVs of 0.49. The baseline prior for the starting biomass in the North stock run had the same mean value as was assumed in the baseline ASPIC runs (0.875), and a CV of 0.25. The same catch and catch rate (point estimate) data used in the ASPIC runs was applied in the Bayesian estimation.

It should be emphasized that the lumped biomass production models assume that the input CPUE series are proportional to biomass with some degree of random variation and both can give misleading results when this assumption is violated. The indices of biomass were assumed to be lognormally distributed.

5.1.2 Virtual population analyses

Virtual population analyses were conducted for the North Atlantic stock using program VPA-2BOX (see ICCAT catalog). Catch-at-age data were derived for 1978-2008 from catch-at-size using the unisex Gompertz growth equation (see **Table 5**). Only 5 age groups (age 1 to 5+) were used owing to the inability to reliably age older male fish. The VPA was calibrated using 17 age-specific, unisex catch rate indices (**Table 7, Figure 11**) developed for Canada (ages 2-5+), Japan (ages 3-5+), Spain (ages 1-5+) and United States (ages 1-5+). Only the Canadian and United States indices were updated since the 2006 stock assessment and included values for 2006-2008; the Japanese and Spanish indices were carried over from the 2006 stock assessment. The indices were assumed to be lognormally distributed with identical coefficients of variation (equally weighted). The natural mortality rate was fixed at 0.2 yr⁻¹. The fishing mortality rates in the last year were estimated for every age except the last (which is modeled by the F-ratio). The F-ratio (ratio of the fishing mortality rate on the oldest age to that of the next younger age) was estimated for two blocks of years (1978-1982 and 1983-1987) and fixed to 1.0 for the remaining years as was done in the previous two assessments to account for changes in the transition of the fishery from coastal to oceanic waters. Runs were conducted both with and without constraints on the vulnerability and recruitment estimates (penalty standard deviations of 0.4 and 0.1, respectively) for the last 3 years.

In order to evaluate the variability of the fit of the indices to the catch at age through the VPA model, bootstrapping analyses were performed in which the deviations of the log-transformed index data points and their predictions were randomly selected to generate 500 sets of new index points. The VPA was then applied to each of the 500 new data sets and the median values with their 80% confidence intervals computed.

5.2 Methods – South

5.2.1 Production model

The Group used an updated version of the non-equilibrium surplus production model ASPIC (version 5.05) adopted by the SCRS for several species including swordfish. Data from 1956 to 2008 were used as input for the model. The fleets included in the analysis were Brazil, Chinese Taipei, Japan, Spain, and Uruguay as two separate indices (Section 4.2). The index of abundance for the Brazilian fleet was converted from number of fish into weight by using average weight from the catch-at-size files (Task II). The landings for those fleets for which indices of abundances were not estimated were added to the landings of the Japanese longline fleet. The model runs followed the same settings used for the 2006 assessment (Anon. 2007b), B1/K parameter was fixed at the value 0.875, final values of MSY and K were model estimated. During the 2006 stock assessment, the Group decided to estimate a combined index to use as input for the ASPIC model. However, the indices available for the Group showed conflicting trends and after discussion it was agreed to use the six individual indices as inputs instead of estimating a combined index in an attempt to better characterize the uncertainty.

The base case included the fleets listed above and their associated indices of abundance as described in Section 4.2. A sensitivity run was performed by replacing the Chinese Taipei index of abundance used in the 2006 assessment with a revised series. This revised series was in number of fish and was converted into weight using

average weights provided that Chinese Taipei National Scientists. Additional runs were performed using only one index at the time with the total South Atlantic catch assigned to that particular fleet.

5.2.2 Catch only model

Due to the conflicting trends shown by the standardized CPUE indices (Sections 4.2 and 5.2.1), the Group decided to explore the information contained in the catches. For this, the catch-only model, as described in Anon, 2009, was used. Half a million parameter vectors were randomly sampled from the joint prior distribution; of those 2,000 samples were taken using the SIR algorithm. Priors for K were set as uniform on log scale for a wide range ($\ln(K) \sim U(\ln(3058), \ln(7647000))$). The priors for a were set as uniform on its range $a \sim U(0,1)$. Priors on x were set as $x \sim U(0,1)$. Explorations on combinations of plausible values for a and x were made using a series of longline effort for the Southern Hemisphere in the Report of the 2008 meeting of the Sub-committee on Ecosystems (Anon., 2009). Run 1 used an informative prior for r that was obtained from a joint prior on r and n (the shape parameter of the Schaefer-Fletcher model) derived by McAllister *et al.*, (2000) conditioning on $n=1$ (Schaefer). Run 2 used, as an informative prior for r , the posterior for this parameter obtained from the base case run of the BSP model for SWO-N.

6. Stock status results

6.1 Stock status – North

6.1.1 Production models

Results from the North Atlantic Base Case ASPIC model, which the Group considered to be the best estimate, are shown in **Table 10** and **Figure 15**. The estimated relative biomass trend shows a consistent increase since 2000. **Table 11** shows the deterministic biomass, fishing mortality and relative values estimated from the ASPIC base model for the North Atlantic swordfish stock 1950-2008. Biomass values represent estimates at the beginning of the year. The bias corrected deterministic outcome indicates that the stock is at or above B_{MSY} (**Figure 15**). The relative trend in fishing mortality shows that the level of fishing peak in 1995, followed by a decrease until 2002, followed by small increase in the 2003-05 period and downward trend since then (**Figure 15**). Fishing mortality has been below F_{MSY} since 2005. The estimate of stock status in 2005 is relative similar to the estimated status from the 2006 assessment, and suggests that there is greater than 50% probability that the stock is at or above B_{MSY} , and thus the Commission's rebuilding objective [Rec. 99-02] has been achieved. However, it is important to note that the catches since 2003 have been below the TACs, increasing the chances for a fast recovery (**Figure 16**). Overall the stock was estimated to be somewhat less productive than the previous assessment, with the intrinsic rate of increase, r , estimated at 0.44 compared to 0.49 in 2006. The combined biomass index shows a consistent upturn from the predicted 2001 value, and the index values for the most recent years are near the level estimated in the early 1980s (**Figure 17**). The high value in 1963 is not well fit.

Sensitivity runs included a retrospective evaluation of the base ASPIC model (**Table 12**). As the catch and CPUE information was removed from the latest years, the model predicted higher stock productivity (larger r values), and consequently higher MSY (**Figure 18**). The retrospective results indicated that consistently biomass has been above B_{MSY} , and fishing mortality below F_{MSY} for the last five years. However confidence intervals overlap during the time period evaluated. A sensitive run was done using a combined biomass index of abundance that included all the observations from the U.S. pelagic fisheries (**Figure 19**). The overall trends of the biomass and fishing mortality ratios were similar to the base model in the early years (**Figure 20**), however trends differ since 2000 showing a lower biomass and higher fishing mortality ratios compare to the base case. In absolute values, the sensitivity run indicated a lower productivity stock with higher fishing mortality.

The estimated stock status results from applying the BSP model sensitivity are shown in **Table 13**, and they are similar to the base ASPIC estimates. The stock is estimated to be above B_{MSY} , and current fishing mortality is estimated to be less than F_{MSY} . The posterior distributions for MSY and B_{2009}/B_{MSY} are also similar to the ASPIC bootstrap distribution, while the mode of the distribution of F_{2008}/F_{2MSY} is slightly less than the ASPIC bootstrap distribution (**Figure 23**). As in 2006, the posterior distribution for r is less than the ASPIC bootstrap distribution (**Figure 23**), however the distributions from both models are closer to each other than in 2006. The fit to the combined index, and the residuals, are shown in **Figure 24**. As in ASPIC, the predicted CPUE in 1963 is not well fit.

Figure 23 shows histograms and scatter plots of bootstrapped estimates of the biomass and F ratios for 2008. The spread of the logistic fits suggest that current biomass is slight above B_{MSY} . However the uncertainty around B_{MSY} is considerable. In contrast, the F ratio uncertainty indicates a higher probability of fishing mortality being below F_{MSY} . Comparing with 2006 ASPIC base model, the trajectory of biomass and F ratios are similar until 1990, thereafter the current model predicted lower fishing mortality rates and higher biomass particularly in the most recent years (**Figure 24**).

6.1.2 Virtual population analyses

Estimates of numbers and fishing mortality at age can be highly uncertain for the most recent years when using backwards recursive models such as VPA, particularly for those ages for which there is little or no catch history and no abundance indices. This was evident in VPA runs which did not impose constraints on vulnerability or recruitment; these produced spurious estimates of recruitment (age 1) in the last 3 years due to the lack of information for the younger age classes (i.e. no Age 1 indices were available after 2001). The run which imposed constraints on both vulnerability and recruitment in the last 3 years was therefore selected as the Base Case. The Base Case estimates of abundance and fishing mortality are given by age in **Tables 14** and **15**, respectively. In general, the estimates are similar to the results for the 2006 base case. The estimates of recruitment (age 1) fluctuate between about 420,000 and 670,000 fish, with fluctuations in a narrower range of about 460,000 to 570,000 during the most recent 15 years (**Figure 26**). The estimates of the abundance of age 2 follow a pattern similar to that exhibited by age 1 with a 1-year lag (**Figure 27**). The estimates of spawning biomass (age 5+) indicate a strong decreasing trend with a recent upswing since 1999. Although somewhat variable, the estimated fishing mortality rates for all ages show an increasing trend until about 1996, after which they decrease substantially (**Figure 27**).

The VPA fits to the indices of abundance are given in **Figure 28**. In general, the VPA results appear to be adequately averaging the variations in the indices (given the relatively low contrast in each of the CPUE time series). The median estimates of the bootstrap analysis were very similar to the original maximum likelihood predictions. Therefore, it does not appear that the model output is seriously biased with respect to the data. It is important to note however that the bootstrap analyses only account for the imprecision of the indices of abundance and do not account for uncertainties in the natural mortality rate, non-reporting of catches and other potential biases.

6.2 Stock status – South

6.2.1 Production models

The results of the base case indicated that there was a conflicting signal for several of the indices used. The model estimated overall index was relatively stable until the early 80s when it started declining until the late 90's and it reversed that trend about 2003. The overall index estimated by ASPIC showed a relatively good fit to the Spanish index and it poorly fit the Brazilian index (**Figure 29**). Estimated relative fishing mortality (F_{2008}/F_{MSY}) was 0.75 indicating that the stock is not ongoing overfishing (**Figure 30**). Similarly, estimated relative biomass (B_{2009}/B_{MSY}) was 1.04, therefore indicating that the stock is not overfished (**Figure 30**). The time series of relative Biomass showed that the stock became overfished in 1997 and remained in that condition until 2009 when $B > B_{MSY}$. Similarly, the stock underwent overfishing from 1994 through 2006. The sensitivity case provided a slightly more optimistic status of the stock with $F_{2008}/F_{MSY}=0.716$ and $B_{2009}/B_{MSY}=1.1$. **Table 16** shows all estimated benchmarks.

Great disparity was observed on the results of the runs made on the individual fleets as the result of the conflicting information provided by the different indices. While some fleets showed an optimistic status of the stock (i.e., Spain and Brazil), the Uruguayan fleet showed a stock that is overfished and under overfishing conditions. In contrast, the declining trend of the Japanese fleet CPUE resulted in an estimated MSY of only 2,287 t; while for the Chinese Taipei fleet the model was unable to converge to a solution as it reached the MSY lower boundary with a value of 1.0. In the case of these two fleets and considering the known catch history and other fishery indicators the result are not considered plausible. **Figure 31** shows the estimated relative F and B for each run.

A total of 500 bootstrap runs were performed to assess the level of uncertainty associated to the results of the base case (**Figure 32**). **Figure 33** presents the outcome of the bootstrap runs as frequency distributions of the estimated fishing mortality F and stock biomass.

However, because the runs with individual fleets (**Figure 28** and **Table 16**) resulted in very different trajectories and terminal year estimates (**Figure 34**) none of which was similar to the base case, the Group concurred that the bootstraps under-represented the true and unquantifiable uncertainty of the results. Therefore, the Group agreed that it is not advisable to draw conclusion on the status of the South Atlantic swordfish stock based on the benchmarks estimated solely by the ASPIC model.

6.2.2 Catch only model results

As expected, the posterior for r was not influenced by the data. However, the posterior distributions for K and a were considerably narrower than the priors for both runs (**Figure 35**). For management benchmarks, the posteriors were narrower than the implied prior distributions, indicating that the catches only, given the model assumptions, are informative. The posterior of relative fishing mortality (F_{2008}/F_{MSY}) ranged from 0.33 to 1.41 (10 and 90% percentiles, Run 1), with $P(F_{2008}/F_{MSY} < 1) = 0.77$, indicating that taking only the catches into consideration the stock is not likely to be ongoing overfishing (**Table 17**). The posterior relative biomass (B_{2009}/B_{MSY}) ranged from 0.84 to 1.69 (10 and 90% percentiles, Run 1), with $P(B_{2009}/B_{MSY} > 1) = 0.82$ indicating that the stock seems not to be overfished. The distribution for MSY was skewed for both runs (**Figure 36**). The median of MSY estimated for Run 1 was 18,130 t and for Run 2 was 17,934 t (**Table 17**). The trajectories of F and the total effort in hooks for South Atlantic level off in later years which indicates that the assumptions for the harvest dynamics of the COM are reasonable, despite some discrepancy in the early years, when the effort was not directed to swordfish (**Figure 37**). The biomass trajectories are shown in **Figure 38**. The level of uncertainty on the knowledge of the state of the stock is depicted in **Figure 39**, conditioned only on the catches, the model estimated a probability of 0.77 that the stock is not overfished and it is not ongoing overfishing.

7. Projections

7.1 Projections – North

7.1.1 Production models

The ASPIC base model was projected to the year 2018 under constant TAC scenarios of 10, 11, 12, 13, 14 and 15 thousand tonnes. Catch in year 2009 was assumed to be the average of the last three years (2006-008) (11,515 t). Median trajectories for biomass and fishing mortality rate for all of the future TAC scenarios are plotted in **Figure 40**.

Results from the 2009 assessment indicated that there is greater than 50% probability that the northern swordfish stock has rebuilt to or above B_{MSY} (**Figure 21** and **22**) and thus the Commission's rebuilding plan goal has been achieved. While there is some uncertainty associated with this conclusion, 56% of the bootstrap estimates of current biomass were greater than or equal to B_{MSY} , while >90% of the bootstrap estimates of current F were less than F_{MSY} . Successful rebuilding was achieved in spite of allowable catch levels agreed in [Rec. 06-02 and Rec. 08-02] which exceeded scientific recommendations, but which were not realized. The Group noted that rebuilding could have been compromised if recent catches had been higher than reported. The 2007 and 2008 catches were 10% and 22% below the estimated MSY level, respectively, thus allowing the stock to grow in biomass. If the realized catches had been at the level of catch limits allowed by Rec. [06-02] (15,345 t, i.e. 12% above the MSY estimate), the stock biomass would have declined instead.

For the above reason, the Group is concerned about management decisions that carry forward unused portions of quotas as in paragraph 3.a of Rec. [06-02], in such a way that the sum of allowable catch limits exceeds the recommended TAC.

Future TACs above MSY are projected to result in 50% or lower probabilities of the stock biomass remaining above B_{MSY} over the next decade (**Table 18** **Figure 41**) as the resulting probability of F exceeding F_{MSY} for these scenarios would trend above 50% over time. A TAC of 13,000 t would provide approximately a 75% probability of maintaining the stock at a level consistent with the Convention Objective over the next decade.

7.2 Projections – South

7.2.1 Production models

Because the Group considered that the uncertainty associated to the ASPIC estimated benchmarks was unquantifiable and under-represented by the model, projections were made only to reflect changes in biomass instead of relative biomass (i.e., B/B_{MSY}). Projections for the base case were performed for catch levels from 10,000 t to 16,000 t by increments of 1,000 t for years 2010-2020. For year 2009, all projection scenarios assumed a catch equal to the average catch for 2006-2008 (13,658 t). **Figure 42** shows the results of the projections. In general, catches of 14,000 t or less will result in increases in the biomass of the stock; catches on the order of 15,000 t will maintain the biomass of the stock at approximately stable levels during the period projected. Catches in the order of 16,000 t or more will result in biomass decrease. The Group noted that the current TAC is 17,000 t.

7.2.2 Catch only model

Because of the uncertainty associated to the ASPIC estimates the Group decided to explore the projections given the information contained only in the catches using the results for the two runs of the catch-only model combined. The projections were made by fixing the catches 10,000 t to 17,000 t by increments of 1,000 t for ten years. For year 2009, all projection scenarios assumed a catch equal to the average catch for 2006-2008 (13,658 t). In general, catches of 15,000 t will result in the biomasses being higher than B_{MSY} 80% of the time. Catches in the order of 17,000 will result in a probability of 0.67 of being above B_{MSY} in ten years (**Table 19**). **Figure 43** summarizes the probability of $B > B_{MSY}$ and $F < F_{MSY}$ for the constant catch scenarios indicated over time.

8. Recommendations

8.1 Research and statistics

Data Preparatory and Methods Meeting. Due to time constraints, recent sessions of the Swordfish Species Group have provided assessments that have updated past results using methods and approaches available at the time. The Group recognizes that newer stock assessment approaches are now available which more fully incorporate biological data and provide more complete representations of uncertainties in stock status. To allow the Group time to explore the new approaches and to assemble the data in advance of the stock assessment session, it is recommended that a working session of five days duration be convened prior to the next assessment. The meeting should be convened in the year before the next assessment (possibly 2011).

Effect of CPUE aggregation levels on biomass index. As part of the meeting described above, national scientists should provide data for standardization of CPUE series at the lowest level of aggregation as possible.

Recruitment indices. The Group's ability to forecast stock status within the VPA is contingent on the availability of reliable indices of abundance at the youngest ages. For example, age-1 indices of abundance are only available up to 2001. Countries that have traditionally provided such indices should update their time series, as a matter of high priority. This research should be supported at the Contracting Party level.

Stock structure. The Report of the 2006 ICCAT Workshop on Swordfish Stock Structure (Anon. 2007a) recommended intensified collaborative and multi-disciplinary research. In particular, the classification of swordfish caught near the boundaries to their stock of origin is subject to uncertainty and cannot be made accurately without intensified collaborative and multi-disciplinary research taking into account fine-scale (e.g., 1° squares) and quarterly sampling strata.

Catch. All countries catching swordfish (directed or by-catch) should report catch, catch-at-size (by sex) and effort statistics by a small an area as possible, and by month. These data must be reported by the ICCAT deadlines, even when no analytical stock assessment is scheduled. Historical data should also be provided.

Discards. Information on the number of undersized fish caught, and the numbers discarded dead and released alive should be reported so that the effect of discarding and releasing can be fully included in the stock assessment. Observer sampling should be sufficient to quantify discarding in all months and areas in both the swordfish directed fisheries and the tuna fisheries that take swordfish as by-catch. Studies should be conducted to improve estimation of discards and to identify methods that would reduce discard mortality of swordfish.

Studies should also be conducted to estimate the subsequent mortality of swordfish discarded alive; these are particularly important given the level of discarding due to the minimum size regulatory recommendation.

Unreported catches. The Group noted that the summarized form in which the s.SDS information is currently reported to ICCAT (bi-annual summaries of direct imports and re-exports) does not give the sufficient detail for improving estimates of potential NEI and volume of Atlantic swordfish in international trade largely due to uncertainty about the year and area of capture for swordfish products in trade, the general lack of product to live weight conversions, and the potential for double counting catches submitted on the re-export certificates. These estimates could be greatly improved if the corresponding *individual* statistical documents and re-export certificates were made available. These detailed data exist at National levels (with identification numbers) and an effort should be made to recover this important information, if the Commission wishes to improve the utility of the s.SDS for validating Task I data. SCRS has reiterated this advice over the past decade (see General Recommendations to the Commission, on the SCRS Reports of 2000, 2001, 2002, 2003 and 2004), but as of yet none of the detailed swordfish s.SDS information has been received by the Secretariat.

Target species. All fleets should record detailed information on log records to quantify which species or species-group is being targeted. Compilation of detailed gear characteristics and fishing strategy information (including time of set) are very strongly recommended in order to improve CPUE standardization. The recommendations made by the 2001 Meeting of the ICCAT Working Group on Assessment Methods (Anon. 2002) meeting for looking at diagnostics in this context should be followed. The Group recommended the investigation of alternative forms of analyses in the south that deal with both the By-catch and Target patterns, such as age- and spatially-structured models.

Further, at-sea observers should collect detailed information on fishing strategy and target species. Finally, the Group recommended an investigation into the cluster analysis approach used to determine targeting in the Brazilian CPUE series through simulation to permit evaluating the potential sources of bias in the approach. It was also recommended to revise the standardization procedures for the Santos Brazil, catch and effort series to deal with the transition from multifilament to monofilament longline gear. Further research into methods to control for this feature was recommended.

Tagging. The Group recommended development of an experimental design for specific tagging applications such as estimating fishing mortality rates and/or migration patterns. An experimental design could be especially useful in evaluating the potential of applying traditional and pop-up tags to evaluate the exchange rates in areas of the Atlantic where there is thought to be high rates of mixing. In addition, the continuation of industry tagging on board commercial vessels should also be encouraged as the sample sizes are considerable, and there are clear benefits in terms of reporting rates and quality of recaptured tags.

CPUE. The Group is concerned that many of the age-specific indices of abundance show strong year-effects. It has been recommended that future CPUE analyses should focus on developing additional methods to explicitly incorporate environmental variability into the model. Consideration should be given to aggregating the CPUE trends by sex ratio-at-size area (rather than the current method of aggregating by nation). Investigations of the appropriateness of obtaining age-specific indices of abundance from independent analyses should be conducted, CVs should be presented with the analyses, and model outputs should be made comparable (e.g., from random and fixed effects models). Some attempt should be made to use stock assessment methods that can reconcile the contradictory trends in the target and by-catch CPUE series for the south (e.g., age/spatially-structured models). For the biomass indices, the influence of the level of aggregation of data should be examined.

More specifically, the Group recommended that given the similarity between part of the Brazilian and Uruguayan swordfish fishing fleets and taking into account that the CPUE standardization studies of both fleets submitted at the meeting differ in their methods and results it would be convenient that scientists from Brazil and Uruguay held inter-sessional meetings to deal with the standardization of CPUE series and processing of data from their respective fleets

Working Group participation. The Group expressed concern that one of the longest CPUE time series was submitted by correspondence, without the author or another scientist familiar with the analyses being present at the meeting. This made it difficult to evaluate the suitability of the time series. The Group recommends that CPCs that can make valuable contributions to the assessments make the necessary arrangements to ensure the presence of their national scientists at those meetings.

8.2 Management

North Atlantic

Consistent with the goal of the Commission's swordfish rebuilding plan [Rec.96-02], in order to maintain the northern Atlantic swordfish stock at a level that could produce MSY, with greater than 50% probability, the Committee recommends reducing catch limits allowed by Rec. [06-02] (15,345t) to no more than 13,700t, which reflects the current best estimate of maximum yield that could be harvested from the population under existing environmental and fishery conditions. Should the Commission wish to have greater assurance that future biomass would be at or above B_{MSY} while maintaining F at or below F_{MSY} , the Commission should select a lower annual TAC, depending on the degree of precaution the Commission chooses to apply in management. For example, a TAC of 13,000 t would provide approximately a 75% probability of maintaining the stock at a level consistent with the Convention Objective over the next decade and would also be consistent with a Precautionary Fishery Management approach (**Figures 44 and 45**)

South Atlantic

Until sufficiently more research has been conducted to reduce the high uncertainty in stock status evaluations for the South Atlantic swordfish stock, the Committee emphasizes that annual catch should not exceed the provisionally estimated MSY. Considering the unquantified uncertainties and the conflicting indications for the stock, the Committee recommends a more precautionary Fishery Management approach, to limit catches to the recent average level (~15,000 t) which are expected to maintain the catch rates at about their current level.

9. Other matters

Following the *ICCAT Supplemental Recommendation to Amend the Rebuilding Program for North Atlantic Swordfish* [Rec. 06-02] the next Atlantic swordfish assessment will be conducted in 2012.

10. Adoption of the report and closure

The Group thanked Drs. Travassos and Neilson for the excellent work done during the meeting. The Group also recognized the helpful work of the Secretariat. A complete review of the report was made during the meeting and substantive issues dealt with in plenary. The Report was adopted during the SCRS Species Group meeting.

References

- Anon. 2002, Report of the ICCAT Working Group on Assessment Methods (Madrid, Spain, June 11 to 15, 2001). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(5): 1590-1640.
- Anon. 2007a, Report of the 2006 ICCAT Workshop on Swordfish Stock Structure (Heraklion, Crete, Greece, March 13 to 15, 2006). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 61: 1-23.
- Anon. 2007b, Report of the 2006 Atlantic Swordfish Stock Assessment Session (Madrid, Spain, September 4 to 8, 2006). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(6): 1787-1896.
- Anon. 2009, Report of the 2008 Meeting of the Sub-Committee on Ecosystems (Madrid, Spain, March 10 to 14, 2008). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(7): 2295-2334.
- Hazin, H.G., Hazin F., Travassos P., Carvalho F. C., and Erzini K., 2007, Standardization of swordfish CPUE series caught by Brazilian longliners in the Atlantic Ocean, by GLM, using the targeting strategy inferred by cluster analysis. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(6): 2039-2047.
- McAllister, M.K., Babcock, E.A., Pikitch, E.K. and Prager, M.H., 2000, Application of a non-equilibrium generalized production model to South and North Atlantic swordfish: Combining Bayesian and demographic methods for parameter estimation). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 51(5): 1523-1550.

RAPPORT DE LA SESSION D'ÉVALUATION DE 2009 DES STOCKS D'ESPADON DE L'ATLANTIQUE

(Madrid, Espagne 7 - 11 septembre 2009)

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

La réunion s'est tenue au Secrétariat de l'ICCAT à Madrid. Dr John Neilson (Canada), Président de la réunion, a souhaité la bienvenue aux participants à la réunion (« le Groupe ») et a présenté l'organisation générale des sessions. Dr Neilson a passé en revue l'ordre du jour qui a été adopté sans changements (**Appendice 1**). Lors de l'examen de l'ordre du jour, Dr Neilson a rappelé aux participants que celui-ci avait été élaboré de façon à répondre aux objectifs présentés dans le Plan de travail de l'espadon au titre de 2009 (**Appendice 2**).

La liste des participants à la réunion est jointe à l'**Appendice 3** et la liste des documents scientifiques présentés à la réunion figure à l'**Appendice 4**.

Dr Travassos (Brésil) et Dr Nielson ont présidé les sessions pour les stocks de l'Atlantique Sud et Nord, respectivement. Les participants suivants ont assumé la tâche de Rapporteurs pour les diverses sections du rapport :

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
1, 9, 10	P. Pallarés
2	P. Travassos, J. Neilson
3	B. García-Cortés, P. Kebe
4	S. Cass-Calay, P. Travassos, C. Minte-Vera
5, 6	M. Ortiz, C. Brown, C. Minte-Vera, P. Travassos, G. Diaz
7	M. Ortiz, P. Travassos, C. Minte-Vera, G. Diaz
8	J. Neilson, P. Travassos, G. Scott

2. Données biologiques, y compris informations de marquage

Deux documents présentés ont fourni de nouvelles informations concernant la biologie de l'espadon de l'Atlantique.

Le document SCRS/2009/111 est un rapport préliminaire d'une étude concernant la structure de la population et le mélange d'espadons en Méditerranée et dans l'océan Atlantique. Quatre marqueurs génétiques nucléaires ont été mis au point et utilisés pour assigner des spécimens à des populations ancestrales inférées. Cette analyse a confirmé le postulat actuel de l'ICCAT selon lequel il existe trois populations distinctes. Malgré les tailles réduites des échantillons et le faible nombre de marqueurs nucléaires (4), on a observé une assignation individuelle moyenne > 93%. Le fait d'augmenter le nombre de locus et/ou le nombre de spécimens échantillonnés devrait améliorer la capacité d'assigner des spécimens à la population ancestrale appropriée. Toutefois, les résultats du SCRS/2009/111 indiquent également que l'on pourrait également avoir recours à des jeux de données dotés de moins d'échantillons ou à des marqueurs d'ADN nucléaires à des fins d'assignation de la population.

Avec un échantillonnage spatio-temporel additionnel, la méthode décrite dans le SCRS/2009/111 a de fortes chances de quantifier le mélange des populations d'espadon de l'Atlantique. Ceci s'avérerait très utile pour les analyses de stocks mélangés. Toutefois, afin de profiter pleinement de cette recherche, il est également recommandé de déployer des efforts en vue de quantifier le volume de flux génétique qui se trouve dans les zones de mélange (ou à travers les délimitations de gestion).

Le SCRS/2009/115 a fourni une actualisation sur le programme de recherche canadien en cours qui fait appel aux marques archives pop-up reliées par satellite (PSAT). En 2005, une collaboration sur trois ans a vu le jour entre la flottille de harpon ciblant l'espadon et l'Université du New Hampshire ; celle-ci a concentré l'effort de marquage sur les poissons dans la zone du Banc George. Plus récemment, l'effort de marquage s'est déplacé vers les Grands Banks au large de Terre-Neuve. A ce jour, les résultats des appositions de marques suggèrent une structure de stocks plus complexe que ce qui avait été appréhendé antérieurement. L'espadon semble également faire preuve de fidélité à ses zones trophiques. Une étude commune nouvellement lancée examinera la structure

de la population d'espadon dans l'Atlantique Nord-Ouest à l'aide de données regroupées émanant des programmes de marquage de l'espadon par satellite au Canada et aux Etats-Unis. Lors des discussions, il a été noté que les informations relatives aux distributions verticales nyctémérales pourraient servir à comprendre la disponibilité à l'engin de palangre. On a demandé si les différences dans les migrations verticales constatées entre les poissons marqués en 2006 et en 2007 pouvaient être attribuées à la taille des poissons, mais comme les poissons n'avaient pas été hissés à bord de l'embarcation afin d'être marqués, seules des estimations de taille étaient disponibles. Il a été observé que jusqu'à présent les résultats des études par PSAT sont conformes aux résultats du marquage conventionnel, qui indiquent peu de déplacements des espadons marqués dans l'Atlantique Nord-Ouest vers l'Atlantique Nord-Est.

3. Données de capture, y compris prise par taille et tendances des pêcheries

3.1 Aperçu

Les pêcheries palangrières dirigées de surface du Canada, de CE-Espagne et des Etats-Unis opèrent depuis la fin des années 1950 ou le début des années 1960 dans l'Atlantique Nord. Les pêcheries au harpon existent depuis au moins la fin du 19^{ème} siècle dans l'Atlantique Nord-Ouest. Les autres pêcheries dirigées sur l'espadon incluent les flottilles palangrières du Brésil, du Maroc, de la Namibie, de UE-Portugal, d'Afrique du Sud, de l'Uruguay et du Venezuela, parmi d'autres. En outre, quelques activités au filet dérivant ont lieu autour de la zone du Déroit de Gibraltar et dans d'autres régions de l'Atlantique (p.ex. au large de la côte de l'Afrique de l'Ouest). Les principales pêcheries de prises accessoires ou opportunistes qui capturent de l'espadon sont les flottilles thonières du Taïpei chinois, du Japon, de la Corée et de UE-France. La pêche palangrière thonière a démarré en 1956 et opère depuis lors dans l'ensemble de l'Atlantique, réalisant d'importantes captures d'espadon certaines années, lesquelles constituent des prises accessoires au sein de leurs pêcheries qui ciblent différentes espèces thonières. La **Figure 2** montre la distribution géographique des prises d'espadon dans l'Atlantique.

Les scientifiques du SCRS pensent que les données de débarquement de la Tâche I de l'ICCAT fournissent des estimations minimum en raison des prises non-déclarées.

Atlantique total

En 2008, la prise estimée d'espadon du total de l'Atlantique (Nord et Sud, rejets morts déclarés compris) (21.859 t) représentait une baisse significative par rapport à 2007 (27.941 t) en raison de facteurs socio-économiques ainsi que des changements d'espèces-cibles pour certaines flottilles. Etant donné qu'un certain nombre de pays n'ont pas encore déclaré leurs prises de 2008 et à cause des prises IUU inconnues, cette valeur doit être considérée comme provisoire et sujette à révision ultérieure.

Atlantique Nord

Au cours de la dernière décennie, la prise estimée de l'Atlantique Nord s'est située en moyenne à 11.332 t par an (**Tableau 1** et **Figure 1**). La prise en 2008 (10.752 t) représente une diminution de 53% depuis le chiffre record des débarquements de 1987 dans l'Atlantique Nord (20.236 t). Cette réduction des débarquements a été attribuée aux recommandations réglementaires de l'ICCAT et aux changements de distribution des flottilles, certains navires se déplaçant vers l'Atlantique Sud ou quittant l'Atlantique. De surcroît, quelques flottilles dont au moins les Etats-Unis, UE-Espagne, UE-Portugal et le Canada, ont modifié leurs procédures opérationnelles afin de cibler de manière opportuniste des thonidés et/ou des requins, profitant des conditions commerciales et des taux de capture relativement plus élevés de ces espèces qui étaient auparavant considérées comme des prises accessoires au sein de certaines flottilles. Récemment, des facteurs socio-économiques ont pu contribuer à la chute des captures.

Atlantique Sud

La tendance historique des captures peut être divisée en deux périodes : avant et après 1980. La première période est caractérisée par des captures relativement faibles, en général moins de 5.000 t (avec une valeur moyenne de 2.300 t). Après 1980, les débarquements ont augmenté de façon continue jusqu'à un pic de 21.780 t en 1995, niveaux qui correspondent au chiffre record de la capture nord-atlantique (20.236 t). Cette hausse des débarquements était en partie due aux changements progressifs de l'effort de pêche vers l'Atlantique Sud, essentiellement à partir de l'Atlantique Nord, ainsi que d'autres eaux. L'expansion des activités de pêche par des pays côtiers du Sud, tels que le Brésil et l'Uruguay, a également contribué à cette augmentation des captures. La

baisse des captures consécutive au pic de 1995 était le fait des règlementations et en partie du déplacement vers d'autres espèces et du changement d'espèces-cibles. En 2008, les prises déclarées (11.108 t) étaient d'environ 51% inférieures au niveau déclaré en 1995.

3.2 Données de capture (prises nominales de la Tâche I)

Le Secrétariat a présenté les prises nominales (Tâche I) au titre de la période 1950-2008. Les données ont été publiées sur la page web de l'ICCAT avant la réunion conformément au plan de travail. Le Groupe a examiné en détail la distribution des prises par pays, engin et année et a constaté la bonne couverture des données déclarées au Secrétariat au titre de 2008. Pour quelques pays, les données de la Tâche I n'ont pas été déclarées et le Groupe a décidé de reporter la prise déclarée en 2007 afin de remplir les informations au titre de 2008 (Sao Tomé & Príncipe, Vanuatu et Sénégal). Le Groupe a accepté un tableau révisé qui incluait des changements (report) et les dernières données soumises (Corée, Côte d'Ivoire). Le tableau de capture récapitulatif figure au **Tableau 1** et à la **Figure 1** et la distribution géographique des prises pour l'ensemble de l'Atlantique par engins principaux se trouve à la **Figure 2**. La prise réduite de 2008 (21.859 t) par rapport à 2007 (27.941 t) pourrait provenir de certains facteurs socio-économiques ou du changement d'espèce-cible.

Quelques préoccupations ont été soulevées au sujet de la quantité considérable de rejets vivants déclarés par le Japon et non inclus dans le tableau des captures. Le Groupe a suggéré d'enquêter sur la survie/mortalité après la remise à l'eau des rejets vivants au sein des pêcheries palangrières d'espadon.

3.3 Exploration d'éventuelles prises sous-déclarées

Le Groupe a exprimé ses préoccupations sur d'éventuelles prises sous-déclarées. Selon la base de données de capture de l'espadon, il a été noté qu'aucune estimation des prises non-déclarées n'était incluse dans la base de données de l'ICCAT. Or, dans le même temps, le Groupe a appris que les principales sources d'information visant à estimer les prises sous-déclarées étaient les informations obtenues du Document statistique pour l'espadon, ainsi que les bases de données des Douanes des Etats-Unis et du Japon. Comme aucune donnée commerciale n'était disponible au moment de la réunion, le Groupe a décidé d'explorer l'utilisation de la base de données du Document statistique de l'ICCAT afin d'estimer la prise non-déclarée. Il n'était pas si facile d'utiliser cette information en raison de l'absence de coefficients de conversion à partir de la longe, du filet et du poids éviscéré et sans branchie en poids vif pour l'espadon.

Le **Tableau 2** récapitule les données du système de Document statistique pour l'espadon (s.SDS) jusqu'en 2007 compris et compare les informations avec les données déclarées de la Tâche I par pavillon. Comme les données du sSDS sont enregistrées en poids du produit alors que les données de la Tâche I sont en poids vif, plusieurs conversions ont été appliquées sur la base des informations des scientifiques assistant à la réunion et sur la base des informations relatives à d'autres espèces (essentiellement du thon rouge); celles-ci sont illustrées au **Tableau 3** pour les types de produits énumérés. Ces postulats devraient être testés à travers des observations, si davantage d'analyses de ce type sont tentées. Cette comparaison indique que la Tâche I pourrait ne pas représenter la capture totale débarquée de l'espadon de la zone de la Convention, même si l'on ne peut pas bien estimer la quantité de débarquements réels pouvant être sous-représentée par la Tâche I. Les données du s.SDS enregistrées pour les exportations en provenance de divers pavillons de pêche dont la zone de capture est inconnue entraînent la plus grande divergence entre les données de la Tâche I et les données échelonnées du s.SDS. Si l'on ne tient compte que des données du s.SDS classées comme originaires de la zone de la Convention, la divergence s'élève à une estimation de moins de 1.000 t pour la période de comparaison (2003-2007). Compte tenu des données totales du s.SDS, la divergence se situe à près de 21.000 t pour la période de comparaison. Il convient de noter que les données du s.SDS impliquaient que le commerce international de l'espadon débarqué dans la zone de la Convention pourrait représenter moins de 13% de la prise débarquée enregistrée dans la Tâche I et qu'un nombre étonnamment faible de Parties contractantes réalisent des exportations d'espadon de la zone de la Convention. La confusion existant parmi les Parties contractantes sur la nécessité de rapports sSDS, notamment pour les accords d'affrètement, contribue vraisemblablement au faible volume de commerce international d'espadon de la zone de la Convention qui a été jusqu'à présent documenté dans les s.SDS.

Les données commerciales ont été utilisées afin d'estimer provisoirement les prises non-déclarées d'autres espèces (p.ex. thon rouge, thon obèse) et elles se sont avérées fournir quelques éléments prouvant la non-déclaration de volumes potentiellement considérables (dizaines de milliers de tonnes), mais ces volumes ne sont pas bien estimés et les estimations sont sujettes à des niveaux élevés d'incertitude. Les données commerciales au niveau de détail dont dispose le SCRS ne sont donc utiles que pour identifier les niveaux bruts de la prise non-

déclarée, mais elles sont insuffisantes pour garantir un niveau élevé de certitude dans les estimations ou un niveau élevé de certitude à l'effet qu'il ne se produit pas de prise non-déclarée.

3.4 Fréquences de taille et données de prise et d'effort

Le Secrétariat a présenté le catalogue et les données des fréquences de taille de l'espadon, ainsi que les données de prise et d'effort disponibles au Secrétariat et publiées sur la page web de l'ICCAT.

Le document SCRS/2009/112 présente les distributions des fréquences de taille mensuelles et annuelles de l'espadon reconstruites à partir de 10.094 poids individuels recueillis au marché du poisson de Dakhla (sud du Maroc), couvrant la période 2004-2008. La taille moyenne du poisson était de 133 cm de longueur maxillaire inférieur-fourche (LJFL) avec un poids vif moyen de 33 kg. Ce document a signalé des différences interannuelles dans la distribution des tailles.

Des scientifiques espagnols ont présenté, dans le document SCRS/2009/055, les données actualisées sur la flottille palangrière de surface espagnole ciblant l'espadon au titre des années 2006 et 2007, période au cours de laquelle 64.473 t de poissons ont été échantillonnées dans les zones atlantiques, respectivement. Le document récapitule également les diagrammes 5°x5° de la Tâche I et de la Tâche II sur les débarquements en nombre et en poids, l'effort et les CPUE nominales par groupes de tailles et agrégés.

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

Comme il a été recommandé dans le Plan de travail, le Secrétariat a élaboré et publié la prise par taille pour l'Atlantique Nord et Sud au titre de la période 1978 à 2008 avant la réunion. Suite aux révisions faites à la Tâche I, une version révisée a été mise au point. Un résumé de la distribution des tailles est fourni au **Tableau 4**. Le processus suivi pour actualiser cette base de données de prise par taille a été décrit dans le SCRS/2009/120.

Un aperçu de la prise par taille élargie se trouve aux **Figures 4 et 5** pour les stocks Nord et Sud respectivement. Il a été noté que la prise par taille inclut de nombreuses substitutions en raison des lacunes spatio-temporelles de l'échantillonnage de taille, et qu'elle représente aussi la distribution des tailles de la capture et pas nécessairement de la population. Des changements dans les modes de pêche, la sélectivité et les réglementations de gestion peuvent fortement influencer la fraction des tailles des poissons retenus. Il a toutefois été suggéré que les tendances de la fréquence des tailles soient présentées par des combinaisons flottille-engin pour lesquelles des observations directes des tailles sont actuellement fournies. Le scientifique des Etats-Unis a présenté un exemple de déviations de la taille moyenne pour l'espadon par année et zone en utilisant les données de taille recueillies par un programme d'observateurs (**Figure 6**).

Sur la base de la courbe de croissance Unisexe de Gompertz, le Secrétariat a converti les données de prise par taille en prise par âge à l'aide du logiciel AGEIT.FOR mis au point en 1989. Les résultats sont récapitulés au **Tableau 5** et à la **Figure 7**.

A la suite des actualisations des bases de données de la Tâche I et de la prise par taille, la matrice de prise par âge de l'Atlantique Nord au titre de 1978-2005 a quelque peu différé de celle qui était disponible pour l'évaluation antérieure. Ces différences sont illustrées au **Tableau 6** et à la **Figure 8**.

3.6 Tendances des pêcheries

Au cours de la réunion, des scientifiques nationaux ont présenté de brèves descriptions des récents faits nouveaux survenus dans les pêcheries d'espadon au sein de leurs pays.

Brésil. Les prises brésiliennes d'espadon ont été ramenées de 4.153 t en 2007 à 3.407 t en 2008, ce qui représente une chute d'environ 18%. Ce phénomène est principalement lié à une réduction de l'effort de pêche, due à une baisse des navires étrangers affrétés qui opèrent dans la pêcherie. En outre, on a observé en 2008 quelques changements dans les espèces cibles des navires thoniers nationaux, qui sont passées de l'espadon aux thonidés. Deux principales zones de pêche sont exploitées par la flottille brésilienne : une zone équatoriale, située entre 5°N et 5°S, et une autre, sur la côte Sud, autour de l'île de Trinidad (~ 20°S). La distribution de la pêche n'a pas subi de changements au cours de ces dernières années et la taille des poissons n'a pas non plus changé (la gamme de la LJFL se situait entre 90 et 260 cm).

Canada. L'espadon canadien est capturé au harpon (10% du quota national) et à la palangre (90% du quota national) à partir du Banc George jusqu'à l'Est des Grands Bancs de Terre-Neuve de mai à novembre. Au cours de la dernière décennie, le total des débarquements (rejets morts compris) a atteint le chiffre record de 1.664 t en 2005. En 2008, les débarquements (1.373 t) ont représenté une baisse d'environ 17% depuis cette époque. La distribution des prises palangrières a changé depuis la dernière évaluation des stocks. Moins de sorties ont été réalisées à l'Est des Grands Bancs en raison de conditions aquatiques défavorables ainsi que de considérations économiques, telles que le prix du carburant. Depuis 2002, la pêcherie est gérée selon un système de quota individuel transférable (ITQ), qui a éliminé le caractère compétitif de la pêcherie. L'espadon est essentiellement capturé sur le bord du plateau néo-écossais et des Grands Bancs, tandis que les thonidés (germon, thon obèse et albacore) sont généralement pris au Sud de l'accore, dans les eaux plus tempérées. Selon l'industrie de la pêche canadienne, la pêcherie palangrière cible désormais essentiellement les thonidés.

Taïpei chinois. La pêcherie palangrière du Taïpei chinois a démarré ses opérations dans l'océan Atlantique au début des années 1960 et opère dans l'ensemble de l'océan Atlantique depuis les années 1990, ciblant principalement le germon (*Thunnus alalunga*), le thon obèse (*Thunnus obesus*) et l'albacore (*Thunnus albacares*). L'espadon était principalement une prise accessoire de la pêcherie. Même si davantage d'espadons ont été capturés dans l'Atlantique Sud, les prises annuelles d'espadon dans le stock Nord se sont chiffrées à moins de 500 t avant 1990, mais elles sont passées à environ 500t au début des années 1990 à la suite du développement des opérations à la palangre profonde dans la zone tropicale ciblant le thon obèse et l'albacore. Toutefois, la prise annuelle dans l'Atlantique Nord a chuté depuis 1998, très vraisemblablement à cause du renforcement des réglementations en matière de capture de cette espèce. La prise annuelle s'élevait à 172 t et 82 t en 2007 et 2008, respectivement. Dans l'Atlantique Sud, la prise annuelle se situait à environ 200-800 t dans les années 1980, est passée à 850-2.900 t dans les années 1990, et s'est accompagnée d'une augmentation des opérations à la palangre profonde pêchant les thonidés dans la zone tropicale. En raison du renforcement des réglementations de capture de l'ICCAT, la capture a été ramenée à environ 1.100 t en 1998. Depuis 2004, la prise s'est stabilisée au niveau de 700 t environ, sauf en 2006 où les prises ont été ramenées à 377 t. En 2007 et 2008, les prises étaient de 671 t et 727 t, respectivement.

UE-Espagne. Le SCRS/2009/055 fournit une vaste description de la récente pêcherie, de la prise, de l'effort et des CPUE nominales, avec une mention spéciale aux années 2006 et 2007, y compris des informations sur la CPUE nominale dans le Nord et dans le Sud au titre de la période 1986-2007. En 2006 et 2007, les débarquements de l'ensemble de l'Atlantique se sont élevés à 10.746 t et 10.847 t, respectivement. Les débarquements de l'Atlantique total au titre de 2008 se sont élevés à 8.409 t. Dans l'Atlantique Nord et Sud, les prises déclarées au titre de 2008 s'élevaient à 4.336 t et 4.073 t, soit une chute respectivement de 38% et 64% par rapport aux prises de 1995. Les pêcheries espagnoles ont expérimenté quelques changements au cours de ces toutes dernières années, en plus des changements provoqués par les réglementations. Comme il a déjà été signalé au cours des dernières années, la flottille de l'Atlantique Nord a maintenu une pêcherie plurispécifique en raison des changements survenus dans le marché (hausse du prix d'autres espèces) et du départ de quelques navires de l'Atlantique. En outre, la plupart des navires ont déjà abandonné le multifilament traditionnel au profit de l'engin monofilament. On a également tenté d'obtenir des équivalences entre l'efficacité ou la capturabilité des deux types d'engin palangrier utilisés par la pêcherie palangrière espagnole, en profitant des observations réalisées dans des zones chevauchantes où deux palangriers opéraient avec la même stratégie sur un essai effectué dans des zones du Pacifique Sud. La palangre monofilament a dégagé des taux de capture plus élevés par hameçon que le style palangrier traditionnel, avec une efficacité moyenne estimée être 2,6, 1,9, 1,3 et 2,0 fois supérieure à la palangre traditionnelle pour le *Xiphias gladius*, *Prionace glauca*, *Isurus oxyrinchus* et les istiophoridés, respectivement (SCRS/2009/098).

Maroc. La pêcherie palangrière marocaine ciblant l'espadon dans l'Atlantique Nord est relativement récente si on la compare aux autres pêcheries de thonidés, notamment les pêcheries de filet maillant et de madragues thonières. Cette pêcherie opère depuis le début de la dernière décennie et rassemble environ 15 navires. La pêche a lieu tout au long de l'année, les plus fortes prises survenant au cours du troisième et quatrième trimestres. En termes de captures, cette pêcherie a contribué à hauteur de 300 t en moyenne au cours de ces cinq dernières années, ce qui représente 17% des prises totales de cette espèce au niveau national. Les tailles des poissons capturés par cette pêcherie oscillent entre 58 et 269 cm de longueur maxillaire inférieur-fourche (LJFL), avec une taille moyenne de 133 cm, ce qui correspond à un poids vif moyen d'environ 33 kg. Le poids moyen de l'espadon a dégagé une tendance descendante au cours de la période 2004-2008. Toutefois, l'indice d'abondance relative en poids de l'espadon indique une tendance à la hausse au cours de la même période.

Uruguay. Au cours des cinq dernières années, les captures d'espadon ont été ramenées de 1.105 t en 2004 à 370 t en 2008. Cette diminution a été causée par un changement d'espèce-cible opéré par la pêcherie, ainsi que par une

réduction de l'effort de pêche. La récession au sein du marché des Etats-Unis, principal acheteur d'espadon frais en provenance d'Uruguay, conjuguée à la grève des pêcheurs, ont entraîné une baisse de l'effort de pêche, certains navires ayant même mis fin à leurs activités de pêche entre 2006 et 2008. Dans le même temps, au cours de cette période, les captures de requin peau bleue et d'albacore ont augmenté, coïncidant avec la hausse des prix de ces produits, essentiellement sur le marché brésilien. Il est escompté que cette situation soit renversée à la fin de 2009, en raison de la réactivation de certains navires et de l'incorporation à la flottille de nouveaux bateaux de pêche ciblant l'espadon.

Etats-Unis. Les prises des Etats-Unis (débarquements+rejets morts) d'espadon ont connu leur point culminant en 1990, avec un total de 5.519 t. Depuis lors, les prises des Etats-Unis ont dégagé une tendance à la baisse, les captures les plus faibles ayant été déclarées en 2006 (2.057 t). En 2008, les Etats-Unis ont déclaré 2.530 t de prises totales d'espadon, soit une baisse d'environ 5% par rapport à l'année antérieure. En 2008, 93% de toutes les prises d'espadon des Etats-Unis provenaient de palangriers pélagiques. Les palangriers des Etats-Unis opèrent dans tout l'Atlantique Ouest, y compris le Golfe du Mexique et la mer des Caraïbes. Les principales cibles des palangriers pélagiques étasuniens sont l'albacore et l'espadon. Au milieu des années 1990, la flottille palangrière pélagique des Etats-Unis se composait d'environ 400 navires actifs. Le nombre de navires actifs a chuté depuis lors et seuls environ 120 navires sont actifs dans la pêche palangrière pélagique en 2008. Les réglementations de gestion, les conditions commerciales et les prix des carburants expliquent en partie la réduction de la flottille. En 2001, un certain nombre de fermetures spatio-temporelles sont entrées en vigueur pour les palangriers pélagiques opérant à l'intérieur de la ZEE des Etats-Unis. Deux fermetures permanentes, l'une dans le Golfe du Mexique, et l'autre sur la côte Est de la Floride, ont été établies dans le but de réduire les prises accessoires du thon rouge sous-taille. Trois autres zones disposent de fermetures temporaires et ont été établies pour réduire les prises accessoires du thon rouge sous-taille. En outre, conformément à une approche de gestion écosystémique, des hameçons circulaires sont devenus obligatoires pour la flottille palangrière pélagique des Etats-Unis en 2004, dans l'objectif de réduire la mortalité des tortues marines et d'autres espèces faisant l'objet de prises accessoires. Les Etats-Unis comptent également une pêche récréative d'espadon. Même si les débarquements d'espadon de la pêche récréative constituent une très faible proportion des débarquements totaux des Etats-Unis (75 t en 2008), cette pêche s'est élargie au cours de ces dernières années et devrait continuer à s'accroître.

D'autres pays non inclus dans le rapport n'ont pas présenté de descriptions de leurs pêcheries respectives.

La prise déclarée par les pays assistant à la réunion (**Figure 3**) qui ont présenté une description de leurs pêcheries représente 78% des débarquements d'espadon de l'ensemble de l'Atlantique au titre de ces dernières années.

4. Indices d'abondance relative

4.1 Indices d'abondance relative – Nord

Cinq documents décrivant les séries de capture par unité d'effort (CPUE) ont été soumis au Groupe de travail. Les indices ci-dessous ont été standardisés à l'aide de diverses approches analytiques.

Le document SCRS/2009/109 décrit les indices d'abondance spécifiques du sexe et de l'âge obtenus à l'aide des données provenant de la flottille palangrière pélagique des Etats-Unis opérant dans l'Atlantique Nord-Ouest, y compris le Golfe du Mexique et la mer des Caraïbes. Les tendances annuelles des taux de capture ont varié par sexe et par âge. Le Groupe a reconnu que les indices se maintiennent généralement stables, alors que d'autres sources d'information pourraient faire croire que l'abondance s'est accrue. Le Groupe de travail a discuté de la possible influence des changements dans les réglementations de gestion, et recommande que ces éventuelles influences sur la CPUE soient examinées à l'avenir (dans la mesure du possible).

Le document SCRS/2009/110 récapitule la construction d'indices de biomasse combinés créés pour être utilisés dans les sorties de modèles de production. Ces indices reflètent la CPUE standardisée combinée des flottilles palangrières des Etats-Unis, de UE-Espagne, du Canada, du Japon, du Maroc et de UE-Portugal. Le Groupe a noté la forte influence des observations palangrières des Etats-Unis sur les séries de CPUE combinées, qui a été causée par la forte proportion des observations de cette pêche, surtout au cours de ces dernières années (depuis 2000, les échantillons des Etats-Unis représentent > 70% des données, étant donné que les données sont recueillies sur la base des sorties). Le Groupe de travail a décidé d'appliquer un critère de filtrage visant à limiter le nombre d'observations étasuniennes aux navires qui avaient débarqué de l'espadon pendant au moins 10 années de la série temporelle (**Figure 9**). L'indice combiné a ensuite été recalculé. Le Groupe a également

reconnu qu'aucune nouvelle observation n'était disponible pour la palangre japonaise après 2006. Même si la palangre japonaise ne cible pas l'espadon, cette pêcherie pourrait récemment avoir modifié son mode d'opération. C'est pourquoi le Groupe de travail recommande que cette information soit actualisée dans les futures analyses.

Le document SCRS/2009/113 fournit une description d'un indice d'abondance pondéral mis au point pour la pêcherie palangrière marocaine ciblant l'espadon dans l'Atlantique Nord. Ce document analyse les données pour 377 sorties réalisées par cette flottille au cours de la période 2004-2008. L'indice représente une nouvelle source d'information et constitue une importante contribution. L'information sur la CPUE marocaine a été utilisée pendant la construction de la série de CPUE combinée produite pour les modèles de production. Etant donné qu'aucun indice spécifique de l'âge n'est disponible à ce jour, l'indice n'a pas été utilisé pendant les sorties de la VPA.

Le document SCRS/2009/114 décrit dans le détail l'élaboration d'indices d'abondance relative spécifiques du sexe et de l'âge pour l'espadon de l'Atlantique Nord capturé par la pêcherie palangrière pélagique canadienne. La tendance généralement à la hausse des taux de capture depuis le faible historique de 1996 est révélatrice d'une augmentation de l'abondance relative de l'espadon depuis cette époque. Les auteurs ont noté que les pêcheurs canadiens ne pensent pas que l'indice rende compte de manière appropriée des changements qui se sont opérés au cours de ces dernières années dans la stratégie de gestion et le ciblage. Le Groupe de travail recommande de réaliser dans un proche avenir un examen de l'influence des changements dans la stratégie de gestion et le ciblage.

Le document SCRS/2009/118 décrit le développement d'indices d'abondance de la pêcherie palangrière du Taïpei chinois. Cet indice constitue également une nouvelle source d'information pour l'espadon nord-atlantique et une précieuse contribution. Bien que les indices décrits dans le SCRS/2009/118 n'aient pas été utilisés pour les sorties des modèles de l'évaluation de 2009 pour l'espadon de l'Atlantique Nord, le Groupe a recommandé que des travaux soient entrepris afin d'inclure cette information dans l'indice de biomasse combiné élaboré pour de futures évaluations.

Les indices disponibles sont récapitulés au **Tableau 7**. L'utilisation de l'indice (non utilisé, modèles de production, VPA) est également indiquée dans le **Tableau 7**. Les indices sont illustrés aux **Figures 10** et **11**. Afin de faciliter la comparaison visuelle des tendances annuelles, les indices ont été ajustés à la moyenne des années chevauchantes.

Pour les sorties de VPA, il a été nécessaire de calculer les indices de sexe combinés, par âge. Ceux-ci ont été calculés en ajoutant les CPUE mâles et femelles standardisées (valeurs brutes avant l'ajustement à la moyenne), pour chaque âge afin de créer les indices « Unisexes ».

Plusieurs autres indices apparaissent dans les documents du SCRS, mais on n'a pas envisagé de les utiliser pour la VPA en 2009 ou les formulations de modèles de production (p.ex. parce qu'ils ont été obtenus séparément pour les mâles et les femelles, ou pour des âges qui n'ont pas été envisagés pour la VPA). Ces indices sont décrits dans les documents SCRS/2009/109 et SCRS/2009/114.

4.2 Indices d'abondance relative – Sud

Cinq documents présentant des indices de CPUE standardisée ont été fournis au Groupe. Les indices ont été standardisés à l'aide de diverses approches analytiques.

Le document SCRS/2009/119 décrit l'indice de CPUE standardisée de la flottille thonière brésilienne (dirigée et non-dirigée) qui opère dans l'Atlantique Sud-Ouest, à l'aide des données de capture et d'effort de pêche au titre de la période 1978-2008 (~ 68.000 opérations individuelles). La série de CPUE (poissons/1.000 hameçons) a été standardisée à l'aide des mêmes méthodologies que celles décrites dans le SCRS/2006/127. Les résultats obtenus dans le présent document sont similaires à ceux présentés au cours de la dernière évaluation du stock d'espadon (2006), ce qui confirme le scénario optimiste d'une poursuite de la tendance ascendante de l'indice d'abondance de cette espèce dans l'Atlantique Sud-Ouest, au cours de ces dernières années. Toutefois, l'indice a également montré une forte variabilité interannuelle. Le Groupe a une fois de plus reconnu que cette méthode présente un biais potentiel en ce sens que l'analyse de groupement ne considérera pas qu'une opération cible l'espadon si les prises d'espadon sont nulles ou si leur proportion est considérablement inférieure à celles obtenues pour d'autres espèces de poissons dans la même opération, ce qui entraîne des CPUE artificiellement plus élevées. L'analyse excluant le facteur cible a concentré l'explication de la déviance dans l'effet de l'année et a produit des valeurs

encore plus optimistes pour l'année récente. Les deux modèles ont dégagé la même tendance générale. Comme cela avait été discuté lors de la dernière session d'évaluation de l'espadon, le Groupe est convaincu que la hausse de l'indice d'abondance de l'espèce pourrait être une représentation trop optimiste de la récente tendance de la biomasse de l'espadon de l'Atlantique Sud. Le Groupe a également signalé que compte tenu de la forte variabilité interannuelle de l'indice, ceci pourrait ne pas refléter les véritables tendances de la biomasse, notamment lorsque l'on tient compte des caractéristiques du cycle vital de l'espadon.

Le SCRS/2009/121 a fourni des taux de capture standardisés en nombre et en poids de l'espadon de l'Atlantique Sud faisant l'objet d'une pêche dirigée, en utilisant la modélisation linéaire généralisée à partir de 5.541 observations réalisées par la flottille palangrière de surface espagnole qui a pêché le stock d'espadon de l'Atlantique Sud au cours de la période 1989-2008. Les critères utilisés pour définir les modèles étaient similaires à ceux employés dans des analyses standardisées antérieures, mais, dans ce cas, de nouveaux facteurs, tels que l'engin et l'appât, ont également été incorporés. Le modèle final a expliqué 66% et 71% de la variabilité de la CPUE en nombre et en poids, respectivement. Les tendances de la CPUE en nombre et en poids sont pratiquement identiques, dégageant des tendances stables dans le temps avec de faibles fluctuations, probablement liées aux phases pluriannuelles d'abondance en nombre de poissons. Les auteurs ont suggéré d'étudier les phases des conditions océanographiques dans les zones étudiées par rapport à ces fluctuations de la CPUE. Le Groupe a sollicité des informations détaillées sur la variabilité dans le temps entre les zones. Or, en raison de l'expansion géographique progressive de la flottille espagnole pendant l'historique de cette pêcherie, il n'a pas été possible d'obtenir un bon contraste entre les zones pour l'ensemble de la série temporelle afin de procéder à des comparaisons. En tout état de cause, les auteurs vont étudier dès que possible d'autres approches afin d'achever cet examen.

Le document SCRS/2009/127 présente la CPUE standardisée de l'espadon provenant de la flottille thonière uruguayenne opérant dans l'Atlantique Sud-Ouest au titre de la période 1982-2008. Pour la standardisation, les modèles linéaires généralisés avec une approximation delta lognormale ont été utilisés. La CPUE standardisée montre des tendances similaires à la CPUE nominale, avec une tendance descendante au cours des huit dernières années. Dans les 10 premières années de l'étude (1982-1992), la CPUE a dégagé des valeurs bien plus faibles que lors de la période suivante (1993-2008), du fait que la flottille ciblait le thon obèse et occasionnellement le germon pendant cette période temporelle. Depuis 1992, la pêcherie cible l'espadon. Dans l'analyse exploratoire, la même procédure a été suivie en utilisant la CPUE en nombre de spécimens, et la même tendance a été découverte dans les deux séries. Pour l'analyse, l'indice d'abondance a été scindé en deux séries.

Le document SCRS/2009/116 décrit les indices d'abondance de l'espadon de l'Atlantique Sud capturé par des palangriers japonais non-dirigés entre 1975 et 2007. La standardisation de la CPUE a été réalisée par la méthode du GLM. Etant donné que les configurations des principaux engins utilisés par les palangriers japonais ont radicalement changé depuis 1975 et que la méthode traditionnelle du GLM ne peut pas pleinement standardiser l'effet de ce changement de configuration d'engin, les données ont été divisées en deux séries temporelles : de 1975 à 1989 et de 1990 à 2007. L'indice d'abondance estimé de 1975 à 1989 a dégagé une tendance générale à la hausse après le début des années 1980. En revanche, l'indice de CPUE observé pendant la période postérieure (1989-2007) dégage une tendance décroissante jusqu'en 2003, puis a augmenté par la suite, renversant la tendance descendante observée à la dernière réunion. Le Groupe a observé que les changements drastiques dans les configurations d'engins et les zones de pêche qui sont apparus pendant la période analysée n'ont pas été complètement standardisés par le modèle employé dans cette étude. Le Groupe a décidé d'utiliser les séries de CPUE présentées à la dernière réunion d'évaluation.

Le document SCRS/2009/117 décrit les taux de capture d'espadon standardisés de la flottille palangrière non-dirigée du Taïpei chinois dans l'Atlantique Sud. La standardisation de l'indice d'abondance a été réalisée en appliquant deux approches de modélisation alternatives (GLM et GAM) à des jeux de données halieutiques (Tâche II de l'ICCAT, de 1968 à 2008, et jeux de données des carnets de bord journaliers de 1995 à 2008). Contrairement au schéma d'une CPUE standardisée en diminution constante de l'étude précédente, les taux de capture standardisés obtenus de jeux de données et d'approches différents dans cette étude ont dégagé une tendance décroissante régulière de 1968 à 1986. Après cela, une tendance ascendante a été observée jusqu'à un niveau relativement supérieur au cours de la période 1990-1997. Après une chute significative, l'indice de CPUE observé au cours de la période ultérieure (1998-2008) a dégagé un schéma stable, avec une légère tendance à l'augmentation à la fin de la période. Le Groupe a noté que les indices d'abondance ont dégagé une tendance différente de la CPUE présentée lors de la dernière réunion. Le Groupe a constaté que cette différence pourrait être due à la méthode utilisée (GLM par opposition à GLMM). Le Groupe a recommandé que l'indice d'abondance présenté à la dernière session d'évaluation soit utilisé pour l'évaluation de 2009 et que la série de CPUE du SCRS/2009/117 soit envisagée pour des analyses de sensibilité. Même si ces indices n'ont pas été

utilisés pour les sorties des modèles de l'évaluation de 2009 pour l'espadon de l'Atlantique Sud, le Groupe a recommandé d'inclure cette information dans les évaluations futures.

Les séries de CPUE standardisées présentées ont dégagé différentes tendances et une forte variabilité, laquelle indique qu'au moins certaines d'entre elles ne dégagent pas de tendances d'abondance du stock. Les indices disponibles sont récapitulés au **Tableau 8** et illustrés aux **Figures 12** et **13** afin de faciliter la comparaison des tendances annuelles, y compris les séries présentées à la dernière session d'évaluation.

5. Méthodes et autres données intéressant l'évaluation

5.1 Méthodes – Nord

5.1.1 Modèle de production

En appliquant les modèles de production à l'espadon de l'Atlantique Nord, le Groupe a utilisé le modèle dynamique (en conditions de non-équilibre) (ASPIC v.5.05) adopté antérieurement par le SCRS pour plusieurs espèces, dont l'espadon. Cette version d'ASPIC est paramétrée en termes de PME, K, et B(première année)/K, le modèle a été formulé comme dans les évaluations de 1994, 1996, 1999, 2002 et 2006, comme suit : i) Biomasse (B_0) de 1950 limitée de sorte à égaler $0,875 * K$ (équivalente à $1,75 * B_{PME}$), ii) postulat du modèle de production logistique, et iii) optimisation du modèle conditionnée par la capture. Une minimisation des moindres carrés a été utilisée. Lors des évaluations antérieures, des analyses de sensibilité ont été menées à bien afin d'évaluer la sensibilité à ce facteur ainsi qu'à d'autres.

Les données utilisées dans le modèle de production ASPIC et dans les analyses de sensibilité étaient la capture totale déclarée de l'Atlantique Nord de 1950 à 2008, y compris les rejets morts estimés (**Tableau 9**) et l'indice combiné de biomasse sur la base de la CPUE, tel que décrit à la Section 4.1 (**Figure 14**). Lors de cette évaluation, des analyses de sensibilité ont été réalisées afin d'évaluer l'effet sur le modèle de différents filtrages de données effectués dans l'élaboration de l'indice combiné basé sur la CPUE. Afin d'incorporer l'incertitude de l'indice basé sur la CPUE dans le modèle ASPIC, il a été décidé d'utiliser les estimations ponctuelles et les quartiles de 10% et de 90% de l'indice basé sur la CPUE afin d'élaborer le scénario du cas de base pour le modèle de production. Ceci a été accompli en lançant trois modèles ASPIC dans chaque cas avec la même série de capture et l'estimation ponctuelle, les séries de CPUE faibles (quartile de 10%) et élevées (quartile de 90%). Les résultats de la tendance centrale et de l'incertitude ont été estimés à partir des résultats regroupés de toutes les trois sorties.

Pour les autres analyses de sensibilité, le Groupe a également appliqué l'approche statistique bayésienne pour l'évaluation du stock avec une fonction de production excédentaire décrite dans McAllister *et al.* (2000). Ces modèles étaient des modèles temporels hétérogènes présentant des ponctions au début de chaque année. La distribution a priori du paramètre r , issue en McAllister *et al.* (2000), a été appliquée comme étant la distribution a priori de référence pour le stock du Nord avec une valeur de la médiane pour r de 0,42 et des CV de 0,49. La distribution a priori de référence pour la biomasse initiale dans le scénario du stock du Nord avait la même valeur moyenne, comme cela avait été postulé dans les sorties d'ASPIC de référence (0,875) et un CV de 0,25. Les mêmes données de capture et des taux de capture (estimation ponctuelle) utilisés dans les sorties d'ASPIC ont été appliquées dans l'estimation bayésienne.

Il convient de souligner que les modèles de production de biomasse regroupée partent du principe que les séries de CPUE d'entrée sont proportionnelles à la biomasse avec un certain degré de variation aléatoire et que les deux peuvent donner des résultats erronés lors de la violation de ce postulat. On a émis le postulat que les indices de la biomasse suivaient une distribution lognormale.

5.1.2 Analyses des populations virtuelles

Des analyses des populations virtuelles ont été menées pour le stock de l'Atlantique nord à l'aide du programme VPA-2BOX (voir le catalogue ICCAT). Les données de prise par âge ont été calculées pour 1978-2008 d'après la prise par taille en utilisant l'équation de croissance unisexe de Gompertz (voir le **Tableau 5**). Seuls 5 groupes d'âge (âge 1 à 5+) ont été utilisés en raison de l'impossibilité de déterminer de manière fiable l'âge des poissons mâles de plus de 5 ans. La VPA a été calibrée à l'aide de 17 indices de taux de capture unisexes spécifiques de l'âge (**Tableau 7**, **Figure 11**) développés pour le Canada (âges 2-5+), le Japon (âges 3-5+), CE-Espagne (âges 1-5+) et les Etats-Unis (âges 1-5+). Seuls les indices du Canada et des Etats-Unis ont été actualisés depuis

l'évaluation des stocks de 2006 et ont inclus des valeurs pour 2006-2008 ; les indices japonais et espagnols ont été reportés de l'évaluation des stocks de 2006. Ces indices étaient supposés avoir une distribution log-normale avec des coefficients de variation identiques (pondérés de façon égale). Le taux de mortalité naturelle était fixé à 0,2 an⁻¹. Les taux de mortalité par pêche de la dernière année étaient estimés pour tous les âges, sauf le dernier (qui est modélisé par le F-ratio). Le F-ratio (ratio du taux de mortalité par pêche de l'âge le plus avancé et de l'âge plus jeune le plus proche) a été estimé pour deux blocs d'années (1978-1982 et 1983-1987) et établi à 1,0 pour les années restantes, comme cela avait été fait dans les deux évaluations antérieures afin de tenir compte des modifications lors du passage de la pêche côtière à la pêche océanique. Des scénarios ont été réalisés avec et sans contraintes sur la vulnérabilité et les estimations de recrutement (déviations standard de pénalisation de 0,4 et 0,1, respectivement) pour les trois dernières années.

Afin d'évaluer la variabilité de l'ajustement aux indices à la prise par âge au moyen du modèle de VPA, une analyse de bootstrapping a été réalisée, dans laquelle les écarts entre les points de données d'indice transformés au moyen du logarithme et leurs prévisions ont été sélectionnés de manière aléatoire pour générer 500 jeux de nouveaux points d'indice. La VPA a ensuite été appliquée à chacun des 500 nouveaux jeux de données et les valeurs de la médiane avec leurs intervalles de confiance de 80% ont été calculées.

5.2 Méthodes – Sud

5.2.1 Modèle de production

Le Groupe a utilisé une version actualisée du modèle de production excédentaire en conditions de non-équilibre ASPIC (version 5.05) adopté par le SCRS pour plusieurs espèces, dont l'espadon. Les données de 1956 à 2008 ont été utilisées comme valeurs d'entrée pour le modèle. Les flottilles incluses dans l'analyse étaient le Brésil, le Taïpei chinois, le Japon, UE-Espagne et l'Uruguay en tant que deux indices distincts (Section 4.2). L'indice d'abondance de la flottille brésilienne qui était en nombre de poissons a été converti en poids en utilisant le poids moyen des fichiers de prise par taille (Tâche II). Les débarquements des flottilles pour lesquelles les indices d'abondance n'ont pas été estimés ont été ajoutés aux débarquements de la flottille palangrière japonaise. Les sorties du modèle ont suivi les mêmes paramètres que ceux utilisés pour l'évaluation de 2006, le paramètre $B1/K$ a été fixé à la valeur 0,875, les valeurs finales de la PME et de K ayant été estimées par le modèle. Pendant l'évaluation des stocks de 2006 (Anon. 2007b), le Groupe a décidé d'estimer un indice combiné afin de l'utiliser comme valeur d'entrée pour le modèle ASPIC. Toutefois, les indices dont disposait le Groupe ont dégagé des tendances contradictoires et, après des discussions, il a été décidé d'utiliser les six indices individuels comme valeurs d'entrée au lieu d'estimer un indice combiné pour essayer de mieux décrire l'incertitude.

Le cas de base incluait les flottilles énumérées ci-dessus et leurs indices d'abondance associés, tels que décrits à la Section 4.2. Un scénario de sensibilité a été réalisé en remplaçant l'indice d'abondance du Taïpei chinois utilisé dans l'évaluation de 2006 par une série révisée. Cette série révisée était en nombre de poissons et a été convertie en poids en employant les poids moyens fournis par les scientifiques nationaux du Taïpei chinois. D'autres scénarios ont été effectués en ne se servant que d'un indice à la fois, la capture totale de l'Atlantique Sud étant assignée à cette flottille particulière.

5.2.2 Modèle basé uniquement sur la capture

En raison des tendances contradictoires dégagées par les indices de CPUE standardisée (Sections 4.2 et 5.2.1), le Groupe a décidé d'explorer les informations contenues dans les captures. A cette fin, le modèle basé uniquement sur la capture, tel que décrit dans Anon., 2009, a été utilisé. Un demi-million de vecteurs de paramètres ont été aléatoirement échantillonnés à partir de la distribution a priori conjointe ; sur ce nombre, 2.000 échantillons ont été prélevés à l'aide de l'algorithme SIR. Des priors pour K ont été établis comme étant uniformes sur une échelle logarithmique pour une vaste gamme ($\ln(K) \sim U(\ln(3058), \ln(7647000))$). Des priors pour a ont été établis comme étant uniformes sur sa gamme $a \sim U(0,1)$. Des priors sur x ont été établis comme $x \sim U(0,1)$. Des explorations ont été effectuées sur les combinaisons de valeurs plausibles pour a et x au moyen d'une série d'effort palangrier pour l'hémisphère Sud dans le rapport de la réunion de 2008 du Sous-comité des Ecosystèmes (Anon., 2009). Le Scénario 1 (RUN1) a utilisé un prior informatif pour r qui a été obtenu d'un prior conjoint sur r et n (le paramètre de forme du modèle de Schaefer-Fletcher) obtenu par McAllister *et al.*, 2000 conditionné par $n=1$ (Schaefer). Le Scénario 2 (RUN2) a utilisé un prior informatif pour r , le postérieur pour ce paramètre obtenu du scénario du cas de base du modèle BSP pour l'espadon du Nord.

6. Résultats de l'état des stocks

6.1 Etat du stock – Nord

6.1.1 Modèles de production

Les résultats du cas de base du modèle ASPIC de l'Atlantique nord, considérés par le Groupe comme étant les meilleures estimations, sont présentés au **Tableau 10** et à la **Figure 15**. La tendance de la biomasse relative estimée affiche une augmentation constante depuis 2000. Le **Tableau 11** affiche la biomasse déterministe, la mortalité par pêche et les valeurs relatives estimées d'après le cas de base du modèle ASPIC pour le stock d'espadon de l'Atlantique Nord au titre de la période 1950-2008. Les valeurs de la biomasse représentent des estimations au début de l'année. Les résultats déterministes avec correction de biais indiquent que le stock se situe à B_{PME} ou en dessus (**Figure 15**). La tendance relative de la mortalité par pêche montre que le niveau de pêche a atteint son maximum en 1995, suivi par une diminution jusqu'en 2002, suivi par une légère augmentation au cours de la période 2003-2005 et affiche une tendance à la baisse depuis lors (**Figure 15**). Depuis 2005, la mortalité par pêche se situe en dessous de F_{PME} . L'estimation de l'état du stock en 2005 est relativement similaire à l'estimation de l'état obtenue dans l'évaluation de 2006, ce qui suggère qu'il y a plus de 50% de probabilités que le stock soit au niveau de B_{PME} ou en-dessous, et que l'objectif de rétablissement de la Commission [99-2] a été atteint. Toutefois, il est important de noter que les captures depuis 2003 se situent en-dessous des TAC, ce qui augmente les chances d'un prompt rétablissement (**Figure 16**). Dans l'ensemble, le stock a été estimé comme étant un peu moins productif que lors de l'évaluation précédente, avec le taux intrinsèque de croissance, r , estimé s'élever à 0,44 par rapport à 0,49 en 2006. L'indice de biomasse combiné présente une amélioration continue par rapport à la valeur estimée en 2001, et les valeurs de l'indice des années les plus récentes sont proches du niveau estimé au début des années 1990 (**Figure 17**). La valeur élevée constatée en 1963 n'est pas très bien ajustée.

Les scénarios de sensibilité incluaient une évaluation rétrospective du cas de base du modèle ASPIC (**Tableau 12**). Comme les informations sur la capture et la CPUE ont été supprimées des toutes dernières années, le modèle a prédit une plus forte productivité des stocks (valeurs de r plus élevées) et, par conséquent, une PME plus élevée (**Figure 18**). Les résultats rétrospectifs ont indiqué que la biomasse s'est constamment située au-dessus de B_{PME} , et que la mortalité par pêche est en-dessous de F_{PME} depuis ces cinq dernières années. Toutefois, les intervalles de confiance se chevauchent pendant la période temporelle évaluée. Un scénario de sensibilité a été réalisé en utilisant un indice d'abondance de la biomasse combiné qui incluait toutes les observations des pêcheries pélagiques des Etats-Unis (**Figure 19**). Les tendances générales des ratios de biomasse et de mortalité par pêche étaient similaires au cas de base du modèle au cours des années initiales (**Figure 20**). Or, les tendances diffèrent depuis 2000, dégageant une plus faible biomasse et des taux de mortalité par pêche plus élevés par rapport au cas de base. En valeurs absolues, le scénario de sensibilité a indiqué un stock à plus faible productivité, avec une plus grande mortalité par pêche.

Les résultats estimés de l'état des stocks obtenus de l'application du modèle BSP dans le scénario de sensibilité sont illustrés au **Tableau 13**, et ceux-ci sont similaires aux estimations du cas de base d'ASPIC. On estime que le stock se trouve au-dessus de B_{PME} et que la mortalité par pêche actuelle est inférieure à F_{PME} . Les distributions a posteriori pour la PME et B_{2009}/B_{PME} sont également similaires à la distribution bootstrap utilisée par ASPIC, alors que le mode de distribution de F_{2008}/F_{PME} est légèrement inférieur à la distribution bootstrap utilisée par ASPIC (**Figure 23**). Comme en 2006, la distribution a posteriori pour r est inférieure à la distribution bootstrap d'ASPIC (**Figure 23**). Toutefois, les distributions des deux modèles sont plus proches l'une de l'autre qu'en 2006. L'ajustement à l'indice combiné et les valeurs résiduelles sont illustrés à la **Figure 24**. Comme dans ASPIC, la CPUE prédite en 1960 n'est pas bien ajustée.

La **Figure 23** représente des histogrammes et des nuages de points des estimations par bootstrap de la biomasse et des ratios de F au titre de 2008. La dispersion des ajustements logistiques suggère qu'il est probable que la F actuelle dépasse légèrement F_{PME} . Toutefois, l'incertitude entourant B_{PME} est considérable. En revanche, l'incertitude du ratio de F indique une plus forte probabilité que la mortalité par pêche soit en-dessous de F_{PME} . Par rapport au cas de base du modèle ASPIC de 2006, la trajectoire de la biomasse et des ratios de F sont similaires jusqu'en 1990, par la suite le modèle actuel a prédit des taux de mortalité par pêche plus faibles et une plus forte biomasse, notamment au cours de ces dernières années (**Figure 24**).

6.1.2 Analyses des populations virtuelles

Les estimations des nombres et de la mortalité par pêche par âge peuvent être très incertaines pour les toutes dernières années lorsqu'on utilise des modèles récurrents rétrogrades, tels que la VPA, notamment pour les âges où il existe peu ou aucun historique de capture et aucun indice d'abondance. Ceci était manifeste dans les sorties de VPA qui n'imposaient pas de contraintes à la vulnérabilité ou au recrutement ; celles-ci ont produit des estimations de recrutement précieuses (âge 1) au cours des trois dernières années en raison de l'absence d'information pour les classes d'âge plus jeunes (c'est-à-dire qu'aucun indice d'âge 1 n'était disponible après 2001). Le scénario qui a imposé des contraintes à la fois à la vulnérabilité et au recrutement au cours des trois dernières années a donc été sélectionné pour être le cas de base. Les estimations de l'abondance et de la mortalité par pêche du cas de base sont données par âge aux **Tableaux 14** et **15**, respectivement. Dans l'ensemble, les estimations sont similaires aux résultats du cas de base de 2006. Les estimations du recrutement (âge 1) fluctuent généralement entre 420.000 et 670.000 poissons, avec des fluctuations dans une gamme plus étroite d'environ 460.000 à 570.000 au cours des 15 années les plus récentes (**Figure 26**). Les estimations de l'abondance de l'âge 2 suivent un schéma similaire à celui présenté par l'âge 1 avec un décalage d'une année (**Figure 27**). Les estimations de la biomasse reproductrice (âge 5+) indiquent une forte tendance à la baisse avec une tendance ascendante récente depuis 1999. Les taux de mortalité par pêche estimés pour tous les âges sont assez variables mais présentent une tendance ascendante jusqu'en 1996 environ puis chutent brutalement (**Figure 27**).

La **Figure 28** montre les ajustements de la VPA aux indices d'abondance. En général, les résultats de la VPA semblent calculer de façon adéquate les variations des indices (étant donné le contraste relativement faible de chaque série temporelle de CPUE). Les estimations de la médiane de l'analyse par bootstrap se sont avérées très semblables aux prévisions initiales de vraisemblance maximale. Les résultats du modèle ne semblent donc pas être gravement biaisés en ce qui concerne les données. Il est important de noter, cependant, que les analyses par bootstrap rendent seulement compte de l'imprécision des indices d'abondance et non des incertitudes qui existent dans le taux de mortalité naturelle, la non-déclaration des prises et d'autres biais éventuels.

6.2 Etat des stocks – Sud

6.2.1 Modèles de production

Les résultats du cas de base ont signalé que plusieurs des indices utilisés fournissaient des indications contradictoires. L'indice global estimé par le modèle était relativement stable jusqu'au début des années 1980, lorsqu'il a commencé à chuter jusqu'à la fin des années 1990 ; puis, cette tendance a été renversée aux alentours de 2003. L'indice général estimé par ASPIC s'est relativement bien ajusté à l'indice espagnol, mais l'ajustement à l'indice brésilien s'est avéré insuffisant (**Figure 29**). La mortalité par pêche relative a été estimée (F_{2008}/F_{PME}) à 0,75, ce qui indique que le stock ne fait pas actuellement l'objet d'une surpêche (**Figure 30**). Pareillement, la biomasse relative (B_{2009}/B_{PME}) a été estimée à 1,04, ce qui indique que le stock n'était pas surexploité (**Figure 30**). La série temporelle de la biomasse relative a indiqué que le stock est devenu surpêché en 1997 et est demeuré dans cette condition jusqu'en 2009, lorsque $B > B_{PME}$. Pareillement, le stock a subi une surpêche de 1994 à 2006. Le cas de sensibilité a fourni un état du stock légèrement plus optimiste, avec $F_{2008}/F_{PME}=0,716$ et $B_{2009}/B_{PME}=1,1$. Le **Tableau 16** illustre tous les paramètres estimés.

Une grande disparité a été observée dans les résultats des sorties réalisées sur les flottilles individuelles, comme conséquence des informations contradictoires fournies par les différents indices. Alors que certaines flottilles montraient un état optimiste du stock (p.ex. UE-Espagne et Brésil), la flottille uruguayenne montrait un stock surpêché et soumis à des conditions de surpêche. En revanche, la tendance descendante de la CPUE de la flottille japonaise a donné lieu à une PME estimée à seulement 2.287 t ; alors que pour la flottille du Taïpei chinois, le modèle a été incapable de converger vers une solution tandis qu'il atteignait la limite inférieure de la PME avec une valeur de 1,0. Dans le cas de ces deux flottilles, et compte tenu de l'historique de capture connu et d'autres indicateurs des pêcheries, les résultats ne sont pas considérés comme plausibles. La **Figure 31** montre l'estimation de F et B relatifs pour chaque sortie.

Un total de 500 sorties de bootstrap ont été effectuées afin d'évaluer le niveau d'incertitude associé aux résultats du cas de base (**Figure 32**). La **Figure 33** présente les résultats des sorties de bootstrap comme distributions de fréquence de la mortalité par pêche F et de la biomasse du stock estimées.

Toutefois, comme les scénarios avec les flottilles individuelles (**Figure 28** et **Tableau 16**) ont donné lieu à des trajectoires et des estimations de l'année terminale très différentes (**Figure 34**), dont aucune n'était semblable au cas de base, le Groupe a été d'avis que les bootstraps sous-représentaient l'incertitude réelle et non-quantifiable

des résultats. C'est pourquoi le Groupe a décidé qu'il n'était pas recommandable de tirer des conclusions sur l'état du stock de l'espadon de l'Atlantique Sud en se basant sur les paramètres estimés uniquement par le modèle ASPIC.

6.2.2 Résultats du modèle uniquement de capture

Comme prévu, la distribution a posteriori pour r n'a pas été influencée par les données. Toutefois, les distributions a posteriori pour K et a étaient considérablement plus étroites que les priors pour les deux scénarios (**Figure 35**). Pour les paramètres de gestion, les distributions a posteriori étaient plus étroites que les distributions a priori impliquées, ce qui indique que seules les captures, compte tenu des postulats du modèle, sont informatives. La distribution a posteriori de la mortalité par pêche relative (F_{2008}/F_{PME}) a oscillé entre 0,33 et 1,41 (centiles de 10 et 90%, Scénario 1), $P(F_{2008}/F_{PME} < 1) = 0,77$ indiquant que si l'on ne tient compte que des captures, il est peu vraisemblable que le stock connaisse une surpêche (**Tableau 17**). La distribution a posteriori de la biomasse relative (B_{2009}/B_{PME}) s'est établie entre 0,84 et 1,69 (centiles de 10 et 90%, Scénario 1), $P(B_{2009}/B_{PME} > 1) = 0,82$ indiquant que le stock ne semble pas surpêché. La distribution de la PME était asymétrique pour les deux scénarios (**Figure 36**). La médiane de la PME estimée pour le Scénario 1 s'élevait à 18.130 t et pour le Scénario 2 à 17.934 t (**Tableau 17**). Les trajectoires de F et l'effort total des hameçons pour l'Atlantique Sud se stabilisent au cours des dernières années, ce qui indique que les postulats pour la dynamique des ponctions du modèle uniquement de capture sont raisonnables, malgré certaines divergences dans les premières années, lorsque l'effort n'était pas dirigé sur l'espadon (**Figure 37**). Les trajectoires de la biomasse sont illustrées à la **Figure 38**. Le niveau de l'incertitude sur la connaissance de l'état du stock est décrit à la **Figure 39**. Conditionné seulement par les captures, le modèle a estimé une probabilité de 0,77 que le stock n'est pas surpêché et qu'il ne subit pas une surpêche.

7. Projections

7.1 Projections – Nord

7.1.1 Modèles de production

Le cas de base du modèle ASPIC a été projeté jusqu'en 2018 dans le cadre de scénarios de TAC constants de 10.000 t, 11.000 t, 12.000 t, 13.000 t, 14.000 t et 15.000 t. On a émis le postulat que la prise en 2009 était la moyenne des trois dernières années (2006-2008) (11.515 t). Les trajectoires de la médiane de la biomasse et du taux de mortalité par pêche pour tous les scénarios de TAC futurs sont illustrées à la **Figure 40**.

Les résultats de l'évaluation de 2009 ont indiqué qu'il existe plus de 50% de probabilités que le stock d'espadon du Nord se soit rétabli au niveau de B_{PME} ou en-dessus (**Figures 21 et 22**), le rétablissement visé par la Commission ayant donc été atteint. Même si une certaine incertitude est associée à cette conclusion, 56% des estimations par bootstrap de la biomasse actuelle ont été supérieures ou égales à B_{PME} , alors que >90% des estimations par bootstrap de F actuel étaient inférieures à F_{PME} . Le rétablissement a eu lieu avec succès, en dépit des niveaux des prises admissibles convenus dans les [Rec. 06-02] et [Rec. 08-02] qui dépassaient les recommandations scientifiques, mais qui n'ont pas été réalisés. Le Groupe a noté que le rétablissement aurait pu être compromis si les récentes captures avaient été plus élevées que ce qui a été déclaré. Les prises de 2007 et 2008 ont été inférieures de 10% et 22% au niveau estimé de la PME, respectivement, permettant ainsi à la biomasse du stock d'augmenter. Si les captures réalisées s'étaient situées au niveau des limites de capture permis par la [Rec. 06-02] (15.345 t, soit 12% au-dessus de l'estimation de la PME), la biomasse du stock aurait plutôt chuté.

Pour la raison susmentionnée, le Groupe est préoccupé par les décisions de gestion qui reportent des portions de quotas non-utilisés, comme dans le paragraphe 3.a de la [Rec. 06-02], de telle façon que la somme des limites des prises admissibles dépasse le TAC recommandé.

Selon les projections, les futurs TAC au-dessus de la PME devraient entraîner 50% ou moins de probabilités que la biomasse du stock demeure au-dessus de B_{PME} au cours de la prochaine décennie (**Tableau 18 et Figure 41**), étant donné que la probabilité résultante que F dépasse F_{PME} pour ces scénarios tend vers plus de 50% dans le temps. Un TAC de 13.000 t fournirait environ 75% de probabilités de maintenir le stock à un niveau conforme à l'objectif de la Convention au cours de la prochaine décennie.

7.2 Projections – Sud

7.2.1 Modèles de production

Etant donné que le Groupe a considéré que l'incertitude associée aux paramètres estimés par ASPIC n'était pas quantifiable et était sous-représentée par le modèle, des projections ont été réalisées uniquement pour refléter les changements dans la biomasse au lieu de la biomasse relative (c.à-d. B/B_{PME}). Des projections pour le cas de base ont été réalisées pour des niveaux de capture de 10.000 t à 16.000 t par incréments de 1.000 t pour les années 2010-2020. Pour 2009, tous les scénarios des projections ont postulé une capture égale à la capture moyenne pour 2006-2008 (13.658 t). La **Figure 42** montre les résultats des projections. En général, des captures de 14.000 t ou moins entraîneront des augmentations de la biomasse du stock, des prises de l'ordre de 15.000 t maintiendront la biomasse du stock à approximativement des niveaux stables pendant la période projetée. Les captures de l'ordre de 16.000 t ou plus donneront lieu à une baisse de la biomasse. Le Groupe a noté que le TAC actuel s'élève à 17.000 t.

7.2.2 Modèle uniquement de capture

En raison de l'incertitude associée aux estimations par ASPIC, le Groupe a décidé d'explorer les projections en tenant compte des informations contenues uniquement dans les prises en utilisant les résultats des deux scénarios combinés du modèle uniquement de capture. Les projections ont été faites en fixant les captures de 10.000 t à 17.000 t par incréments de 1.000 t pour dix ans. Pour 2009, tous les scénarios des projections ont postulé une capture égale à la capture moyenne de 2006-2008 (13.658 t). En général, avec des prises de 15.000 t, les biomasses seront supérieures à B_{PME} dans 80% des fois. Avec des prises de l'ordre de 17.000 t, il y aura une probabilité de 0,67 que la biomasse soit au-dessus de B_{PME} en dix ans (**Tableau 19**). La **Figure 43** récapitule la probabilité de $B > B_{PME}$ et $F < F_{PME}$ pour les scénarios de prises constantes indiqués dans le temps.

8. Recommandations

8.1 Recherche et statistiques

Réunion de préparation des données et méthodes. Faute de temps, les récentes sessions du Groupe de travail sur l'espadon ont fourni des évaluations qui ont actualisé les résultats antérieurs à l'aide de méthodes et d'approches disponibles à ce moment-là. Le Groupe reconnaît que de nouvelles approches d'évaluation des stocks sont désormais disponibles, qui incorporent de manière plus exhaustive des données biologiques et fournissent des représentations plus complètes des incertitudes dans l'état des stocks. Afin que le Groupe dispose de temps pour explorer les nouvelles approches et rassembler les données avant la session d'évaluation des stocks, il est recommandé qu'une session de travail de cinq jours ait lieu avant la prochaine évaluation. La réunion devrait être organisée l'année précédant la prochaine évaluation (possiblement en 2011).

Effet des niveaux de l'agrégation de la CPUE sur l'indice de biomasse. Dans le cadre de la réunion susmentionnée, les scientifiques nationaux devraient fournir des données aux fins de la standardisation des séries de CPUE au niveau d'agrégation le plus petit possible.

Indices de recrutement. La capacité du Groupe à prévoir l'état des stocks au sein de la VPA est tributaire de la disponibilité d'indices d'abondance fiables aux âges les plus jeunes. A titre d'exemple, les indices d'abondance de l'âge-1 ne sont disponibles que jusqu'en 2001. Les pays qui ont traditionnellement fourni ces indices devraient actualiser leurs séries temporelles, à titre prioritaire. Cette recherche devrait être soutenue au niveau des Parties contractantes.

Structure du stock. Le Rapport de l'Atelier sur la structure de l'espadon (Anon. 2007a) a recommandé l'intensification de la recherche en collaboration et interdisciplinaire. Pareillement, la classification, à leur stock d'origine, des espadons capturés près des délimitations est sujette à des incertitudes et ne peut se faire rigoureusement sans un renforcement de la recherche collaborative et pluridisciplinaire qui tienne compte de strates d'échantillonnage à une échelle fine (carrés de 1°, par exemple) et par trimestre.

Capture. Tous les pays pratiquant la pêche de l'espadon (dirigée ou prise accessoire) sont tenus de déclarer les statistiques de captures, de prises par taille (par sexe) et d'effort par zone (la plus petite possible) et par mois. Ces données doivent être transmises à l'ICCAT dans les délais prévus, même si aucune évaluation analytique du stock n'est projetée. Des données historiques devraient également être fournies.

Rejets. Le nombre des poissons sous-taille capturés, ainsi que le nombre des rejets morts et des spécimens remis à l'eau vivants devraient être notifiés de façon à ce que l'effet du rejet et de la remise à l'eau puisse être entièrement appréhendé dans l'évaluation du stock. L'échantillonnage par les observateurs devrait suffire à quantifier pour tous les mois et toutes les zones le volume de rejet présent dans les pêcheries dirigées sur l'espadon et les pêcheries de thonidés dont l'espadon constitue la prise accessoire. Il conviendrait de réaliser des études pour améliorer l'estimation des rejets et identifier des méthodes susceptibles de réduire la mortalité par rejet de l'espadon. Il serait également utile de mener des études pour évaluer la mortalité postérieure des espadons rejetés vivants. Celles-ci sont particulièrement importantes en raison du niveau de rejet découlant de la recommandation visant à une taille minimale.

Captures non-déclarées. Le Groupe a noté que le formulaire récapitulatif dans lequel les informations du Document statistique pour l'espadon sont déclarées à l'ICCAT (résumés semestriels des importations et réexportations directes) n'est pas suffisamment détaillé pour améliorer les estimations des prises non attribuées potentielles et du volume d'espadon de l'Atlantique présent dans le commerce international, ceci essentiellement à cause de l'incertitude planant sur l'année et la zone de la capture pour les produits d'espadon commercialisés, à cause de l'absence générale de conversion du produit en poids vif et à cause de la possible double comptabilisation des prises déclarées dans les certificats de réexportation. Ces estimations pourraient être considérablement améliorées si l'on disposait des documents statistiques et certificats de réexportation individuels correspondants. Ces données détaillées existent au niveau national (avec des numéros d'identification) et il conviendrait de s'efforcer de récupérer cette information importante, si la Commission souhaite améliorer l'utilité du Système de documents statistiques aux fins de la validation des données de la Tâche I. Le SCRS a réitéré cet avis au cours de la dernière décennie (*cf.* Recommandations générales à la Commission dans les Rapports du SCRS de 2000, 2001, 2002, 2003 et 2004), mais, à ce jour, le Secrétariat n'a reçu aucune information détaillée du système de document statistique pour l'espadon.

Espèce cible. Toutes les flottilles devraient consigner dans leurs carnets de bord des renseignements détaillés destinés à quantifier quelles sont les espèces ou groupes d'espèces visés. Il est vivement conseillé d'annoter les caractéristiques détaillées des engins ainsi que toute information relative à la stratégie de pêche (y compris l'heure des opérations), afin d'améliorer la standardisation de la CPUE. Les recommandations formulées par la réunion du Groupe de travail sur les Méthodes de 2001 (Anon. 2002) visant à rechercher des diagnostics dans ce contexte devraient être suivies. Le Groupe a recommandé de rechercher des formes alternatives d'analyses dans le sud qui concernent à la fois les schémas de prises accessoires et de pêcheries dirigées, telles que des modèles structurés par âge et par zone.

Par ailleurs, les observateurs en mer devraient collecter des informations détaillées sur la stratégie de pêche et l'espèce cible. Finalement, le Groupe a recommandé de procéder à des recherches sur l'approche de l'analyse par regroupement utilisée pour déterminer la cible de la série de CPUE brésilienne par simulation afin de permettre d'évaluer les sources potentielles de biais dans l'approche. Il a aussi été recommandé de réviser les procédures de standardisation pour la série de prise et d'effort de Santos (Brésil) en vue d'examiner la transition de l'engin de palangre de multifilament à monofilament. On a recommandé de nouveaux travaux de recherche sur les méthodes visant à contrôler cette caractéristique.

Marquage. Le Groupe a recommandé le développement d'un projet expérimental aux fins d'applications de marquage spécifiques, telles que l'estimation des taux de mortalité par pêche et/ou de schémas migratoires. Un projet expérimental pourrait s'avérer particulièrement utile pour déterminer la possibilité d'appliquer des marques traditionnelles et pop-up dans le but d'évaluer les taux d'échange dans les zones de l'Atlantique censées abriter des taux élevés d'échanges. La poursuite du marquage industriel à bord de navires commerciaux devrait, par ailleurs, être encouragée : la taille des échantillons est considérable et les taux de déclaration ainsi que la qualité des marques récupérées s'en trouvent améliorés.

CPUE. Le Groupe constate avec inquiétude que de nombreux indices d'abondance spécifiques de l'âge présentent de fortes fluctuations annuelles. Il a été recommandé que les analyses de CPUE se concentrent à l'avenir sur l'élaboration de méthodes additionnelles destinées à incorporer explicitement la variabilité environnementale au modèle. Il conviendrait d'examiner la possibilité de regrouper les tendances de la CPUE par zone de sex-ratio par taille (au lieu d'avoir recours à la méthode actuelle consistant à regrouper par nation). Il faudrait aussi déterminer s'il est opportun d'obtenir des indices de l'abondance spécifiques de l'âge provenant d'analyses indépendantes. Les CV devraient être présentés conjointement avec les analyses et les résultats des modèles devraient être comparés (par exemple pour les modèles à effets fixes et aléatoires). On devrait tenter d'utiliser les méthodes d'évaluation des stocks à même de réconcilier les tendances contradictoires des séries de

CPUE des pêcheries dirigées et accessoires pour le sud (par exemple des modèles structurés par âge/zone). Pour les indices de la biomasse, on devrait se pencher sur l'influence du niveau de regroupement des données.

Plus spécifiquement, le Groupe a recommandé que, compte tenu de la similarité entre une partie des flottilles de pêche de l'espadon du Brésil et de l'Uruguay et compte tenu du fait que les études de standardisation de la CPUE des deux flottilles présentées à la réunion diffèrent dans leurs méthodes et dans leurs résultats, il conviendrait que les scientifiques brésiliens et uruguayens tiennent des réunions intersessions visant à étudier la standardisation des séries de CPUE et le traitement des données de leurs flottilles respectives.

Participation au Groupe de travail. Le Groupe s'est dit préoccupé par le fait que l'une des plus longues séries temporelles de CPUE soit soumise par correspondance, sans que l'auteur ni un autre scientifique connaissant bien les analyses ne soient présents à la réunion. Ceci rendait difficile l'évaluation du bien-fondé de la série temporelle. Le Groupe recommande que les CPC qui peuvent réaliser des contributions utiles aux évaluations fassent en sorte que leurs scientifiques nationaux assistent à ces réunions.

8.2 Gestion

Atlantique Nord

Conformément à l'objectif du Programme de rétablissement de l'espadon mis en place par la Commission [Rec. 96-02], afin de maintenir le stock d'espadon de l'Atlantique Nord à un niveau qui pourrait permettre la PME, avec plus de 50% de probabilités, le Groupe recommande de ramener les limites de capture autorisées par la [Rec. 06-02] (15.345 t) à 13.700 t maximum, ce qui correspond à la meilleure estimation actuelle de la production maximale qui pourrait être obtenue de la population dans les conditions existantes au niveau de l'environnement et des pêcheries. Si la Commission veut être plus sûre que la future biomasse se situera à B_{PME} ou en-dessus tout en maintenant F à F_{PME} ou en-dessous, elle devra sélectionner un TAC annuel plus faible, en fonction du niveau de précaution que la Commission choisit d'appliquer dans la gestion. A titre d'exemple, un TAC de 13.000 t fournirait environ 75% de probabilités de maintenir le stock à un niveau conforme à l'objectif de la Convention au cours de la prochaine décennie et serait également conforme à une approche de gestion de précaution de la pêche (Figures 44 et 45).

Atlantique Sud

Tant que des recherches suffisantes n'auront pas été réalisées afin de réduire les grandes incertitudes planant sur les évaluations de l'état des stocks d'espadon de l'Atlantique Sud, le Groupe souligne que les prises annuelles ne devraient pas dépasser la PME provisoirement estimée. Compte tenu des incertitudes non quantifiées et des indications contradictoires pour le stock, le Groupe recommande une approche de gestion plus préventive de la pêche, afin de limiter les captures au récent niveau moyen (~15.000 t), ce qui devrait maintenir les taux de capture à environ leur niveau actuel.

9. Autres questions

Comme suite à la *Recommandation supplémentaire de l'ICCAT visant à amender le programme de rétablissement de l'espadon de l'Atlantique nord* [Rec. 06-02], la prochaine évaluation sur l'espadon de l'Atlantique aura lieu en 2012.

10. Adoption du rapport et clôture

Le Groupe a remercié Dr Travassos et Dr Neilson pour l'excellent travail qu'ils avaient réalisé pendant la réunion. Le Groupe a également reconnu le travail fort utile du Secrétariat. Un examen complet du rapport a été mené pendant la réunion et des questions de fond ont été traitées en plénière. Le rapport détaillé a été adopté au cours de la réunion des Groupes d'espèces du SCRS.

Références

- Anon. 2002, Report of the ICCAT Working Group on Assessment Methods (Madrid, Spain, June 11 to 15, 2001). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(5): 1590-1640.
- Anon. 2007a, Report of the 2006 ICCAT Workshop on Swordfish Stock Structure (Heraklion, Crete, Greece, March 13 to 15, 2006). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 61: 1-23.
- Anon. 2007b, Report of the 2006 Atlantic Swordfish Stock Assessment Session (Madrid, Spain, September 4 to 8, 2006). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(6): 1787-1896.
- Anon. 2009, Report of the 2008 Meeting of the Sub-Committee on Ecosystems (Madrid, Spain, March 10 to 14, 2008). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(7): 2295-2334.
- Hazin, H.G., Hazin F., Travassos P., Carvalho F. C., and Erzini K., 2007, Standardization of swordfish CPUE series caught by Brazilian longliners in the Atlantic Ocean, by GLM, using the targeting strategy inferred by cluster analysis. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(6): 2039-2047.
- McAllister, M.K., Babcock, E.A., Pikitch, E.K. and Prager, M.H., 2000, Application of a non-equilibrium generalized production model to South and North Atlantic swordfish: Combining Bayesian and demographic methods for parameter estimation). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 51(5): 1523-1550.

INFORME DE LA SESIÓN DE 2009 DE EVALUACIÓN DE STOCK DE PEZ ESPADA DEL ATLANTICO

(Madrid, España, 7 a 11 de septiembre de 2009)

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

La reunión se celebró en la Secretaría de ICCAT, en Madrid. El Dr. John Neilson (Canadá), presidente de la reunión, deseó la bienvenida a los participantes (“el Grupo”) y presentó las disposiciones generales de la reunión. El Dr. Neilson procedió a revisar el orden del día, que se adoptó sin cambios (**Apéndice 1**). Al revisar el orden del día, el Dr. Neilson recordó a los participantes que se había preparado para abordar los objetivos presentados en el Plan de trabajo para el pez espada para 2009 (véase **Apéndice 2**).

La lista de participantes de la reunión se adjunta como **Apéndice 3**, y la lista de documentos científicos presentados a la reunión se adjunta como **Apéndice 4**.

Los Drs. Travassos (Brasil) y Neilson presidieron las sesiones para los stocks del Atlántico sur y norte, respectivamente. Los siguientes participantes ejercieron las funciones de relatores de las diferentes secciones del informe:

<i>Sección</i>	<i>Relatores</i>
1, 9, 10	P. Pallarés
2	P. Travassos, J. Neilson
3	B. García-Cortés, P. Kebe
4	S. Cass-Calay, P. Travassos, C. Minte-Vera
5, 6	M. Ortiz, C. Brown, C. Minte-Vera, P. Travassos, G. Diaz
7	M. Ortiz, P. Travassos, C. Minte-Vera, G. Diaz
8	J. Neilson, P. Travassos, G. Scott

2. Datos biológicos, lo que incluye la información sobre marcado

Se presentaron dos documentos que facilitaban nueva información sobre la biología del pez espada del Atlántico.

El documento SCRS/2009/111 presentaba un informe preliminar de un estudio sobre la estructura de la población y la mezcla de pez espada en el océano Atlántico y Mediterráneo. Se desarrollaron cuatro marcadores genéticos nucleares que se utilizaron para asignar ejemplares a poblaciones ancestrales inferidas. Este análisis confirmó el supuesto actual de ICCAT de existencia de tres poblaciones diferenciadas. A pesar del pequeño tamaño de la muestra y del escaso número de marcadores nucleares (4), se observó un promedio de asignación individual >93%. Un incremento en el número de *loci*, así como del número de ejemplares muestreados posiblemente mejoraría la capacidad de asignar ejemplares a poblaciones ancestrales apropiadas. Sin embargo, los resultados del documento SCRS/2009/111 también indican que conjuntos de datos con menos muestras o la utilización de un número pequeño de marcadores de ADN nuclear podrían emplearse también para la asignación de poblaciones.

Con un muestreo espacial y temporal adicional, el método descrito en SCRS/2009/111 tendría un mayor potencial a la hora de cuantificar la mezcla de población para el pez espada del Atlántico. Esto sería de mayor utilidad para los análisis de stocks mezclados. Sin embargo, para sacar pleno provecho de esta investigación, también se recomienda que se realice un esfuerzo con miras a cuantificar el volumen del flujo genético que se produce dentro de las zonas de mezcla (o a través de las líneas divisorias de las zonas de ordenación).

El documento SCRS/2009/115 facilitaba una actualización del programa de investigación canadiense en curso que utiliza marcas archivo satélite pop-up (PSAT). En 2006, comenzó un trabajo en colaboración que duraría tres años entre la flota de arpón de pez espada y la universidad de New Hampshire, que se centró en el esfuerzo de marcado en los peces de la zona del Banco George. Más recientemente, el esfuerzo de marcado se desplazó a los Grandes Bancos de Terranova. Los resultados de los despliegues de marcas realizados hasta la fecha sugieren una estructura del stock más compleja que lo que se había considerado previamente. El pez espada parece tener un comportamiento de fidelidad a los puntos tróficos. Un estudio en colaboración que se ha iniciado recientemente examinará la estructura de la población de pez espada en el Atlántico noroccidental utilizando los

datos recogidos mediante los programas de marcado con marcas vía satélite en Canadá y Estados Unidos. Durante las discusiones se constató que la información sobre las distribuciones verticales nictimerales podrían ser útiles para comprender la disponibilidad de esta especie para el arte de palangre. Se preguntó si las diferencias constatadas en las migraciones verticales de los ejemplares marcados en 2006 y 2007 podrían atribuirse a la talla de los peces, pero dado que los peces no se subieron a bordo para marcarlos, sólo se disponía de estimaciones de talla. Se constató que los resultados de los estudios PSAT realizados hasta la fecha eran coherentes con los resultados de los marcados convencionales, que muestran pocos movimientos del pez espada marcado en el Atlántico noroeste hacia el Atlántico nordeste.

3. Datos de captura, lo que incluye captura por talla y tendencias de la pesquerías

3.1 Presentación general

Las pesquerías de palangre de superficie dirigidas de Canadá, UE-España y Estados Unidos han operado desde finales de los cincuenta o comienzos de los sesenta en el Atlántico norte. Las pesquerías de arpón han existido al menos desde finales del siglo XIX en el Atlántico noroccidental. Otras pesquerías dirigidas al pez espada son las flotas de palangre de Brasil, Marruecos, Namibia, UE-Portugal, Sudáfrica, Uruguay y Venezuela, entre otras. Además, se desarrollan algunas actividades de redes de deriva en torno al Estrecho de Gibraltar y en otras zonas del Atlántico (por ejemplo, en aguas frente a las costas de África occidental). Las principales pesquerías oportunistas o que capturan pez espada de forma fortuita son las desarrolladas por las flotas de Taipei Chino, Japón, Corea y UE-Francia. La pesquería de palangre de túnidos comenzó en 1956 y ha operado por todo el Atlántico desde entonces, con importantes capturas de pez espada en algunos años realizadas de forma fortuita en las pesquerías dirigidas a diferentes especies de túnidos. En la **Figura 2** se muestra la distribución geográfica de las capturas de pez espada en el Atlántico.

Los científicos del SCRS creen que los datos de desembarques de la Tarea I de ICCAT proporcionan estimaciones mínimas debido a las capturas no declaradas.

Atlántico total

La captura estimada de pez espada del Atlántico total (Norte y Sur, incluidos los descartes muertos comunicados) de 2008 (21.859 t) supuso un importante descenso con respecto a la de 2007 (27.941 t), debido a factores socioeconómicos, así como a cambios en las especies objetivo para algunas flotas. Como varios países no han comunicado todavía sus capturas de 2008 y considerando las capturas IUU desconocidas, este valor debe considerarse provisional y será objeto de una revisión ulterior.

Atlántico norte

Durante la última década, la captura estimada en el Atlántico Norte se situó en un promedio de aproximadamente 11.332 t por año (**Tabla 1** y **Figura 1**). La captura de 2008 (10.752 t) supuso un descenso del 53% desde el punto máximo de 1986 en los desembarques del Atlántico norte (20.236 t). Esta reducción en los desembarques se ha atribuido a las recomendaciones regulatorias de ICCAT y a desplazamientos en la distribución de la flota, lo que incluye el traslado de algunos buques hacia el Atlántico sur o fuera del Atlántico. Además, algunas flotas, entre las que se incluyen al menos Estados Unidos, UE-España, UE-Portugal y Canadá, han cambiado sus procedimientos operativos para dirigirse de forma oportunista a los túnidos y/o tiburones, aprovechándose de las condiciones del mercado y de las tasas de captura relativamente más elevadas de estas especies previamente consideradas captura fortuita por algunas flotas. Recientemente, los factores socioeconómicos podrían haber contribuido al descenso en la captura.

Atlántico sur

La tendencia histórica de la captura podría dividirse en dos periodos: antes y después de 1980. El primer periodo se caracterizó por capturas relativamente bajas, generalmente inferiores a 5.000 t (con un valor medio de 2.300 t). A partir de 1980, los desembarques se incrementaron de forma continua hasta un pico de 21.780 t en 1995, niveles que coinciden con el pico de capturas del Atlántico norte (20.236 t). Este incremento de los desembarques se debió, en parte, al traslado progresivo del esfuerzo pesquero al Atlántico sur, principalmente desde el Atlántico norte, así como a otras aguas. La expansión de las actividades pesqueras de los países costeros meridionales, como Brasil y Uruguay, también contribuyó a este incremento en las capturas. La reducción en la captura tras el pico de 1995 se debió a las regulaciones y también, parcialmente, al traslado a otros océanos y a

otras especies objetivo. En 2008, las capturas comunicadas de 11.108 t fueron aproximadamente un 51% inferiores al nivel comunicado en 1995.

3.2 Datos de captura (Tarea I, capturas nominales)

La Secretaría presentó las capturas nominales (Tarea I) para el periodo 1950-2008. Los datos se publicaron en la página web de ICCAT antes de la reunión de conformidad con el plan de trabajo. El Grupo examinó detalladamente la distribución de la captura por país, arte y año, y constató la buena cobertura de los datos comunicados a la Secretaría para 2008. Unos pocos países no comunicaron datos de Tarea I y el Grupo acordó traspasar las capturas comunicadas en 2007 para completar la información de 2008 (Santo Tomé y Príncipe Vanuatu y Senegal). El Grupo aceptó una tabla revisada que incluía cambios (traspaso) y los últimos datos presentados (Corea y Côte d'Ivoire). Las capturas resumidas se presentan en la **Tabla 1** y la **Figura 1**, y la distribución geográfica de la captura para todo el Atlántico por artes principales se muestra en la **Figura 2**. La reducción de la captura en 2008 (21.859 t) en relación con 2007 (27.941 t) podría ser el resultado de algunos efectos socioeconómicos o cambios en las especies a las que se dirigen las pesquerías.

Se plantearon algunas preocupaciones generadas por la cantidad significativa de descartes vivos comunicada por Japón y que no se había incluido en la tabla de capturas. El Grupo sugirió que se realizase una investigación sobre la mortalidad/supervivencia de los descartes vivos en las pesquerías de palangre de pez espada.

3.3 Exploración de posibles infradeclaraciones de captura

El Grupo planteó cierta preocupación generada por posibles capturas no comunicadas. Según la base de datos de captura de pez espada, se constató que en la base de datos de ICCAT no se incluía una estimación de las capturas no comunicadas, pero al mismo tiempo el Grupo había sido informado de que las principales fuentes de información utilizadas para estimar las capturas infra-comunicadas procedían de los documentos estadísticos de pez espada y de la base de datos de las aduanas de Estados Unidos y Japón. Como en el momento de la reunión no se disponía de datos comerciales, el Grupo decidió explorar la utilización de la base de datos de documentos estadísticos de ICCAT para estimar las capturas no declaradas. No resultó sencillo utilizar esta información debido a la ausencia de factores de conversión desde lomos, filetes o peso eviscerado y sin agallas a peso en vivo para el pez espada.

En la **Tabla 2** se resumen los datos del sistema de documento estadístico para el pez espada (SDS) hasta 2007 incluido y se contrasta esta información con los datos de Tarea I comunicados por pabellón. Dado que los datos de SDS se consignan en peso del producto mientras que los datos de Tarea I están en peso en vivo, se aplicaron varios factores de conversión basándose en la información de los científicos que asistieron a la reunión y en la información para otras especies (principalmente atún rojo), que se muestran en la **Tabla 3** para los tipos de productos enumerados. Estos supuestos deberían comprobarse mediante observaciones, si se intenta realizar más análisis de este tipo. Esta comparación indica que la Tarea I podría no representar la captura total de pez espada desembarcada en la zona del Convenio, aunque la cantidad en la que la Tarea I podría infrarrepresentar los desembarques no está bien estimada. Los datos consignados en el programa de documento estadístico para el pez espada para las exportaciones de varios pabellones pesqueros con zona de captura desconocida dan lugar a una importante discrepancia entre la Tarea I y los datos del programa de documento estadístico escalados. Considerando sólo los datos del programa de documento estadístico para el pez espada clasificados como procedentes de la zona del Convenio, la discrepancia asciende a una estimación de menos de 1.000 t durante el periodo de la comparación (2003-2007). Considerando los datos totales de SDS, la discrepancia asciende a casi 21.000 t para el periodo de la comparación. Cabe señalar que los datos de SDS implican que el comercio internacional de pez espada desembarcado en la zona del Convenio podría representar menos del 13% de la captura desembarcada consignada en la Tarea I y que un número sorprendentemente bajo de Partes contratantes realizan exportaciones de pez espada de la zona del Convenio. Es posible que la confusión entre las Partes contratantes en lo que concierne a la necesidad de informar sobre los datos del SDS, sobre todo para los acuerdos de fletamento, contribuya al escaso volumen de comercio internacional de pez espada de la zona del Convenio documentado en los s.SDS hasta la fecha.

Los datos comerciales se han utilizado para estimar provisionalmente las capturas no comunicadas de otras especies (por ejemplo, atún rojo y patudo) y se ha detectado que proporcionan pruebas de infradeclaración de volúmenes potencialmente importantes (decenas de miles de toneladas), pero estos volúmenes no están siendo bien estimados y las estimaciones están sujetas a altos niveles de incertidumbre. Los datos comerciales al nivel de detalle disponibles para el SCRS son, por tanto, útiles únicamente para identificar importantes niveles de

captura no declarada, pero son insuficientes para garantizar un alto grado de certidumbre en las estimaciones o un alto grado de certidumbre de que no se están produciendo infradeclaraciones de capturas.

3.4 Frecuencias de talla y datos de captura y esfuerzo

La Secretaría presentó el catálogo y los datos de frecuencias de tallas y captura y esfuerzo para el pez espada disponible en la Secretaría y publicados en la página web de ICCAT.

En el documento SCRS/2009/112 se presenta la distribución de las frecuencias de tallas mensuales y anuales de pez espada reconstruidas a partir del peso de 10.094 ejemplares recogidos en el mercado de pescado de Dakhla (al Sur de Marruecos) durante el periodo 2004-2008. La talla media se situó en 133 cm mandíbula inferior-horquilla con un peso vivo medio de 33 kg. Este documento presentaba las diferencias interanuales en la distribución por tallas.

Los científicos españoles presentaron en el documento SCRS/2009/055 los datos actualizados de la flota palangrera de superficie española que se dirige al pez espada para los años 2006 y 2007, años en los que se muestrearon, respectivamente, 64.071 y 49.473 t ejemplares en zonas del Atlántico. En el documento también se resumen los gráficos de cuadrículas de 5°x5° de Tarea I y II con datos de desembarques en número y peso, esfuerzo y CPUE nominales por grupos de talla y agregados.

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

Tal y como se recomendó en el plan de trabajo, la Secretaría preparó y publicó la captura por talla para el Atlántico norte y sur para el periodo 1977 a 2008 antes de la reunión. Tras la revisión de la Tarea I, se desarrolló una versión revisada. En la **Tabla 4** se muestra un resumen de la distribución por tallas. El proceso utilizado para actualizar estos datos de captura por talla se describe en el documento SCRS/2009/120.

En las **Figuras 4** y **5** se presenta una visión general de CAS ampliada para los stocks norte y sur, respectivamente. Se constató que CAS incluye varias sustituciones debido a las lagunas en los muestreos de talla tanto en el espacio como en el tiempo y que también representa la distribución por talla de la captura y no necesariamente de la población. Los cambios en los patrones de la pesquería, la selectividad y en las regulaciones de ordenación pueden influir en gran medida en la fracción de talla de los ejemplares retenidos. Sin embargo, se sugirió que las tendencias en la frecuencia de tallas se presentasen mediante combinaciones de flota-arte para las que se están facilitando actualmente observaciones directas de talla. El científico estadounidense presentó un ejemplo de desviaciones de la talla media para el pez espada por año y zona utilizando los datos de talla recopilados por un programa de observadores (**Figura 6**).

Basándose en la curva de crecimiento unisex Gompertz, la Secretaría convirtió los datos de captura por talla en captura por edad utilizando el programa AGEIT.FOR desarrollado desde 1989. El resultado resumido de esta conversión se muestra en la **Tabla 5** y en la **Figura 7**.

Como resultado de las actualizaciones de las bases de datos de Tarea I y de la captura por talla, la matriz de captura por edad del Atlántico norte para 1978-2005 difirió en cierta medida de la disponible para la evaluación anterior. Estas diferencias se muestran en la **Tabla 6** y en la **Figura 8**.

3.6 Tendencias en las pesquerías

Durante la reunión los científicos nacionales presentaron breves descripciones de los desarrollos recientes en las pesquerías de pez espada de sus países.

Brasil: Las capturas brasileñas de pez espada experimentaron un descenso desde 4.153 t en 2007 hasta 3.407 t en 2008, lo que representa un descenso de aproximadamente el 18%. Esto está relacionado sobre todo con una reducción del esfuerzo pesquero, debida a un descenso en el número de buques extranjeros fletados que operaron en la pesquería. Además, en 2008 se observaron algunos cambios en la especie objetivo de los buques atuneros nacionales, que pasaron de dirigirse al pez espada a dirigirse a los túnidos. Hay dos caladeros principales que están siendo explotados por la flota brasileña: una zona ecuatorial, entre 5°N y 5°S, y otra zona, en la costa meridional, en torno a la isla de Trinidad (~20°S). En el periodo reciente no se han producido cambios en la distribución de la pesca ni en la talla de los ejemplares (la LJFL osciló entre 90 y 260 cm).

Canadá: En Canadá el pez espada se captura con arpón (10% de la cuota nacional) y palangre (90% de la cuota nacional) desde los Bancos Georges al Este de los Grandes Bancos de Terranova de mayo a noviembre. Durante la última década, los desembarques totales (incluyendo los descartes muertos) tuvieron un pico de 1.664 t en 2005. Los desembarques de 2008 (1.373 t) representan un descenso de aproximadamente el 17% desde entonces. La distribución de las capturas de palangre ha cambiado desde la última evaluación de stock. Se realizan muy pocas mareas al Este de los Grandes Bancos debido a las condiciones desfavorables del agua, así como a consideraciones económicas como el coste del combustible. Desde 2002, la pesquería se ha gestionado mediante un sistema de cuotas individuales transferibles (ITQ), que ha eliminado la naturaleza competitiva de la pesquería. El pez espada se captura sobre todo en el extremo de la plataforma Scotian y de los Grandes Bancos, mientras que los túnidos (atún blanco, patudo y rabil) se capturan generalmente al Sur del extremo de la plataforma, en aguas más cálidas. Según la industria pesquera canadiense, la pesquería de palangre se dirige ahora principalmente a los túnidos.

Taipei Chino: La pesquería de túnidos al palangre de Taipei Chino comenzó sus operaciones en el océano Atlántico a comienzos de la década de los sesenta y ha operado por todo el océano desde los noventa, dirigiéndose sobre todo al atún blanco (*Thunnus alalunga*), patudo (*Thunnus obesus*) y rabil (*Thunnus albacares*). El pez espada se captura sobre todo de forma fortuita en esta pesquería. A pesar de que la mayor parte del pez espada se capturó en el Atlántico sur, las capturas anuales de pez espada en el stock septentrional se situaban en menos de 500 t antes de 1990, pero se incrementaron hasta aproximadamente 500 t a comienzos de los noventa, como resultado del desarrollo de las operaciones de palangre de profundidad en la zona tropical para el patudo y rabil. Sin embargo, la captura anual en el Atlántico norte ha descendido desde 1998, probablemente debido al incremento de las regulaciones de captura para esta especie. La captura anual se situó en 172 t y 82 t en 2007 y 2008, respectivamente. En el Atlántico sur, la captura anual se situó en aproximadamente 200-800 t en los ochenta, se incrementó hasta 850-2.900 t en los noventa, acompañada de un incremento de las operaciones de pesca de túnidos con palangre de profundidad en la zona tropical. Debido al incremento de la regulación sobre captura de ICCAT, la captura se redujo hasta aproximadamente 1.100 t en 1998. La captura se ha mantenido estable en un nivel de aproximadamente 700 t desde 2004, con la excepción del año 2006 en el que la captura volvió a descender hasta 377 t. Las capturas en 2007 y 2008 ascendieron a 671 y 727 t, respectivamente.

UE-España: En el documento SCRS/2009/055 se puede consultar una amplia descripción de la pesquería reciente, el esfuerzo y la CPUE nominal, con referencia especial a los años 2006 y 2007, lo que incluye información sobre captura nominal por esfuerzo del Norte y Sur para el periodo 1986-2007. Los desembarques en el Atlántico total durante 2006 y 2007 ascendieron a 10.746 t y 10.847 t, respectivamente. Los desembarques para el Atlántico total de 2008 se situaron en 8.409 t. En el Atlántico norte y sur las capturas comunicadas para 2008 se situaron en 4.336 t y 4.073 t, lo que supone un descenso del 38 y 64% con respecto a las capturas de 1995, respectivamente. Hubo algunos cambios en las pesquerías españolas en los años más recientes, además de los producidos por las reglamentaciones. Tal y como se comunicó en años recientes, la flota del Atlántico norte ha operado una pesquería pluriespecífica debido a los cambios en el mercado (incrementos en el precio de otras especies) y a un desplazamiento de algunos buques fuera del Atlántico. Además, la mayoría de los buques han pasado ya de utilizar un arte tradicional multifilamento a usar un arte monofilamento. En el documento se intenta también obtener equivalencias entre la eficacia o capturabilidad de los dos tipos de palangre utilizados en la pesquería española de palangre, utilizando las observaciones realizadas en las zonas de solapamiento donde operaban dos palangreros con la misma estrategia en una prueba realizada en zonas del Pacífico sur. El palangre monofilamento tuvo tasas de captura más elevadas por anzuelo que el palangre de estilo tradicional con una eficacia media estimada 2,6; 1,9; 1,3 y 2,0 veces superior al palangre tradicional para *Xiphias gladius*, *Prionace glauca*, *Isurus oxyrinchus* y marlines, respectivamente (SCRS/2009/098).

Marruecos: La pesquería de palangre marroquí que se dirige al pez espada en el océano Atlántico septentrional es relativamente reciente en comparación con otras pesquerías de túnidos, en particular, las pesquerías de enmalle y de almadrabas. La pesquería ha estado operando desde comienzos de la última década y en ella participan unos 15 buques. La pesca se produce a lo largo de todo el año, con capturas más elevadas durante el tercer y cuarto trimestre. En términos de capturas, la pesquería ha contribuido con 300 t como media durante los cinco últimos años, lo que supone un 17% de las capturas totales de esta especie a nivel nacional. Las tallas de los ejemplares capturados por la pesquería oscilan entre 58 y 269 cm de longitud de mandíbula inferior a horquilla, con una talla media de 133 cm, correspondiente a un peso en vivo medio de aproximadamente 33 kg. El peso medio del pez espada mostraba una tendencia decreciente durante el periodo 2004-2008. Sin embargo, el índice de abundancia relativa en peso para el pez espada muestra una tendencia creciente durante el mismo periodo.

Uruguay: durante los cinco últimos años, las capturas de pez espada han descendido desde 1.105 t en 2004 hasta 370 t en 2008. Este descenso fue causado por un cambio en la especie objetivo de la pesquería, junto con una reducción del esfuerzo pesquero. La recesión en el mercado estadounidense, principal comprador de pez espada fresco uruguayo, junto con el surgimiento de conflictos laborales de los pescadores, dieron lugar a un descenso en el esfuerzo pesquero, algunos buques incluso cesaron en sus actividades pesqueras durante 2006-2008. Al mismo tiempo, durante dicho periodo se produjo un incremento en las capturas de tintorera y rabil, que coincidió con un incremento en los precios de estos productos, sobre todo en el mercado brasileño. Se espera que esta situación se revierta a partir del final de 2009, debido a la reactivación de algunos buques y a la incorporación a la flota de nuevos buques pesqueros que se dirigen al pez espada.

Estados Unidos: las capturas de Estados Unidos (desembarques+descartes muertos) de pez espada alcanzaron un pico en 1990 con un total de 5.519 t. Desde entonces, las capturas de Estados Unidos han seguido una tendencia decreciente con las capturas más bajas comunicadas en 2006 (2.057 t). En 2008, Estados Unidos comunicó unas capturas totales de pez espada de 2.530, un descenso de aproximadamente un 5% con respecto al año anterior. En 2008, el 93% de todas las capturas de pez espada estadounidenses procedieron de palangreros pelágicos. Los palangreros estadounidenses operan por todo el Atlántico occidental, lo que incluye el Golfo de México y el mar Caribe. Las principales especies objetivo de los palangreros pelágicos estadounidenses son el rabil y el pez espada. A mediados de los noventa, la flota palangrera pelágica estadounidense estaba compuesta por aproximadamente 400 buques activos. El número de buques activos ha descendido desde entonces y sólo unos 120 buques estuvieron activos en la pesquería de palangre pelágico en 2008. Las regulaciones de ordenación, las condiciones del mercado y los precios del combustible son algunas de las razones para la reducción de la flota. En 2001, entraron en vigor una serie de vedas espaciotemporales para los palangreros pelágicos que operan dentro de la ZEE de Estados Unidos. Se establecieron dos vedas permanentes, una en el Golfo de México y otra en la costa este de Florida, para reducir la captura fortuita de pez espada de talla inferior a la regulada. Se establecieron cierres temporales en otras tres zonas para reducir la captura fortuita de atún rojo pequeño. Además, siguiendo el enfoque ecosistémico se ha establecido la obligación de utilizar anzuelos circulares para la flota palangrera pelágica de Estados Unidos en 2004, con el objetivo de reducir la mortalidad de las tortugas marinas y de otras especies de captura fortuita. Estados Unidos cuenta también con una pesquería de recreo de pez espada. Aunque los desembarques de pez espada procedentes de la pesquería de recreo son una proporción muy pequeña de los desembarques totales estadounidenses (75 t en 2008), esta pesquería se ha expandido en años recientes y se prevé que continuará creciendo.

Otros países no incluidos en el informe no han presentado descripciones de sus pesquerías respectivas.

La captura comunicada por los países que asistieron a la reunión (**Figura 3**) y que presentaron una descripción de sus pesquerías, supone un 78% de los desembarques totales de pez espada del Atlántico en años recientes.

4. Índices de abundancia relativa

4.1 Índices de abundancia relativa – Norte

Se presentaron al Grupo de trabajo cinco documentos que describen las series de captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Los índices que se presentan a continuación se estandarizaron utilizando varios enfoques analíticos.

En el documento SCRS/2009/109 se describen índices de abundancia específicos del sexo y la edad obtenidos a partir de los datos de la flota de palangre pelágico estadounidense que opera en Atlántico noroccidental, incluido el Golfo de México y el mar Caribe. Las tendencias anuales en las tasas de captura presentaban variaciones por edad y sexo. El Grupo reconoció que los índices se mantienen estables mientras que las expectativas de otras fuentes de información apuntan a que la abundancia se ha incrementado. El Grupo de trabajo debatió la posible influencia de cambios en las regulaciones de ordenación, y recomienda que en el futuro se examinen esas posibles influencias en la CPUE (en la medida en que sea posible).

En el documento SCRS/2009/110 se resume la construcción de los índices de biomasa combinados creados para su utilización en los ensayos del modelo de producción. Estos índices reflejan la CPUE estandarizada combinada para las flotas de palangre de Estados Unidos, UE-España, Canadá, Japón, Marruecos y UE-Portugal. El Grupo constató la gran influencia de las observaciones de palangre estadounidenses en las series de CPUE combinadas, que había sido generada por la alta proporción de observaciones de dicha pesquería, sobre todo en años recientes (desde 2000 las muestras estadounidenses responden de >70% de los datos, ya que los datos se basan en mareas). El Grupo acordó aplicar un criterio de filtrado para reducir el número de observaciones estadounidenses a

aquellos buques que habían desembarcado pez espada durante al menos diez años de la serie temporal (**Figura 9**). Después se volvió a calcular el índice combinado. El Grupo también reconoció que no se disponía de nuevas observaciones para el palangre japonés a partir de 2006. Aunque el palangre japonés no dirige su actividad al pez espada, podrían haberse producido cambios recientes en las operaciones de esta pesquería. Por tanto, el Grupo recomienda que se actualice esta información en futuros análisis.

En el documento SCRS/2009/113 proporciona una descripción de un índice de abundancia en peso desarrollado para la pesquería de palangre marroquí que se dirige al pez espada en el Atlántico norte. Este documento analiza los datos de 377 mareas realizadas por dicha flota durante el periodo 2004-2008. El índice representa una nueva fuente de información y constituye una importante contribución. La información sobre la CPUE marroquí se utilizó durante la elaboración de las series de CPUE combinadas obtenidas para los modelos de producción. Dado que hasta la fecha no se dispone de índices específicos de la edad, el índice no se utilizó durante los ensayos VPA.

En el documento SCRS/2009/114 se detalla la elaboración de los índices de abundancia relativa específicos de la edad y el sexo para el pez espada del Atlántico norte capturado por la pesquería de palangre pelágico. La tendencia generalmente creciente en las tasas de captura desde el mínimo histórico de 1996 indican un incremento en la abundancia relativa del pez espada desde entonces. Los autores indicaron que los pescadores canadienses no creen que el índice tenga debidamente en cuenta los cambios en la estrategia de ordenación y en las especies objetivo que se han producido en los últimos años. El Grupo recomienda que en un futuro próximo se examine la influencia de los cambios en la estrategia de ordenación y en la estrategia de pesca en cuanto a especies objetivo.

En el documento SCRS/2009/118 se describe el desarrollo de índices de abundancia de la pesquería de palangre de Taipei Chino. Este índice es también una nueva fuente de información para el pez espada del Atlántico norte y una contribución valiosa. Aunque los índices descritos en el documento no se utilizaron en los ensayos de los modelos de evaluación de 2009 para el pez espada del Atlántico norte, el Grupo recomendó que se trabajase con miras a incluir esta información en el índice de biomasa combinado desarrollado para futuras evaluaciones.

Los índices disponibles se resumen en la **Tabla 7**. La utilización del índice (no utilizado, modelos de producción, VPA), también se indica en la **Tabla 7**. Los índices están ilustrados en la **Figuras 10 y 11**. Para facilitar la comparación visual de las tendencias anuales, los índices se escalaron a la media de los años de solapamiento.

Para los ensayos VPA era necesario calcular los índices de sexo combinados, por edad. Estos se calcularon añadiendo las CPUE macho y hembra estandarizados (los valores en bruto antes de escalarlos a la media), para cada edad para crear índices “unisex”.

En los documentos SCRS aparecen varios índices más, pero éstos no se consideraron para su utilización en el VPA de 2009 o en las formulaciones de los modelos de producción (por ejemplo, porque se construyeron para hembras y machos por separado, o para edades que no se consideraron para el VPA). Estos índices se describen ellos documentos SCRS/2009/109 y SCRS/2009/114.

4.2 Índices de abundancia relativa – Sur

Se presentaron al Grupo cinco documentos que incluían índices de CPUE estandarizados. Los índices se estandarizaron utilizando varios enfoques analíticos.

En el documento SCRS/2009/119 se describe el índice de CPUE estandarizada de la flota atunera brasileña (objetivo y de captura fortuita) que opera en el Atlántico suroccidental utilizando los datos de captura y esfuerzo para el periodo 1978-2008 (~68.000 lances individuales). Las series de CPUE (ejemplares/1.000 anzuelos) se estandarizaron utilizando las mismas metodologías descritas en SCRS/ 2006/127. Los resultados obtenidos en este documento son similares a los presentados durante la última evaluación de stock de pez espada (2006), lo que confirma el escenario optimista de una tendencia continua de incremento en el índice de abundancia para esta especie en el Atlántico suroccidental en años recientes. Sin embargo, el índice también presentaba una fuerte variabilidad interanual. El Grupo reconoció de nuevo que un sesgo potencial del método es que el análisis de conglomerado no considera que un lance se dirige al pez espada si las capturas de pez espada son nulas o si su proporción es considerablemente inferior a la obtenida para otras especies de peces en la misma operación de pesca, lo que da lugar a unas CPUE artificialmente elevadas. El análisis que excluye el factor objetivo centró la explicación de la devianza en el efecto año y produjo valores incluso más optimistas para los años recientes.

Ambos modelos mostraron la misma tendencia general. Tal y como se discutió en la última reunión de evaluación de pez espada, el Grupo cree que el incremento en el índice de abundancia de esta especie podría ser una representación excesivamente optimista de la tendencia reciente en la biomasa de pez espada del Atlántico meridional. El Grupo también debatió el hecho de que dada la fuerte variabilidad interanual del índice, éste podría no reflejar las tendencias reales de la biomasa, sobre todo cuando se consideran las características del ciclo vital del pez espada.

En el documento SCRS/2009/121 se presentaban las tasas de captura estandarizadas en número y peso para la pesquería dirigida al pez espada en el Atlántico meridional utilizando el modelo lineal generalizado desarrollado a partir de 5.541 observaciones realizadas por la flota de palangre de superficie española que pescó el stock de pez espada del Atlántico sur durante el periodo 1989-2008. El criterio utilizado para definir los modelos fue similar al utilizado en análisis estandarizados anteriores, pero en este caso se incorporaron nuevos factores como arte y cebo. El modelo final explicaba el 66 y 71% de la variabilidad de la CPUE en número y peso, respectivamente. Las tendencias de la CPUE en número y peso son casi idénticas, lo que muestra tendencias estables en el tiempo con pequeñas fluctuaciones, probablemente vinculadas a fases multianuales de abundancia en el número de peces. Los autores sugirieron que se debían estudiar las fases de las condiciones oceanográficas en las zonas estudiadas en relación con dichas fluctuaciones de CPUE. El Grupo pidió detalles sobre la variabilidad entre zonas en el tiempo, sin embargo, dada la expansión geográfica progresiva de la flota española durante el historial de esta pesquería, no fue posible obtener un buen contraste entre zonas para toda la serie temporal para realizar comparaciones. En cualquier caso, los autores estudiarán cuando sea posible otros enfoques para obtener esta visión de conjunto.

En el documento SCRS/2009/127 se presenta la CPUE estandarizada de pez espada de la flota atunera uruguaya que opera en el Atlántico suroccidental para el periodo 1982-2008. Para la estandarización se utilizaron modelos lineales generalizados con una aproximación delta lognormal. La CPUE estandarizada muestra tendencias similares a la CPUE nominal, con una tendencia decreciente en los ocho últimos años. En los primeros diez años del estudio, 1982-1992, la CPUE mostraba valores mucho más bajos que el periodo siguiente (1993-2008), debido al hecho de que la flota se dirigía al patudo y, ocasionalmente, al atún blanco durante dicho periodo. Desde 1992, la pesquería se dirige al pez espada. En el análisis exploratorio, se siguió el mismo procedimiento utilizando la CPUE en número de ejemplares, y se halló la misma tendencia en ambas series. Para el análisis el índice de abundancia se dividió en dos series.

En el documento SCRS/2009/116 se describen los índices de abundancia del pez espada Atlántico sur capturado por los palangreros japoneses que no se dirigen a esta especie desde 1975 hasta 2007. La estandarización de la CPUE se realizó mediante el método GLM. Dado que las configuraciones de arte utilizadas por los palangreros japoneses han cambiado drásticamente desde 1975 y que el método GLM tradicional no puede estandarizar plenamente el efecto de este cambio de la configuración del arte, los datos se dividieron en dos series temporales, desde 1975 a 1989 y desde 1990 hasta 2007. El índice de abundancia estimado desde 1975 hasta 1989 mostraba una tendencia creciente general después de principios de los ochenta. Contrariamente, el índice de CPUE observado en el periodo posterior (1989-2007) muestra una tendencia decreciente hasta 2003 y se incrementa posteriormente, revirtiendo la tendencia descendente observada en la última reunión. El Grupo constató que los drásticos cambios en las configuraciones de los artes y zonas de pesca, que se produjeron durante el periodo analizado, no habían sido plenamente estandarizados por el modelo utilizado en el estudio. El Grupo decidió utilizar las series de CPUE presentadas en la última reunión de evaluación.

En el documento SCRS/2009/117 se describen las tasas de captura de pez espada estandarizadas de la flota de palangre de Taipei Chino no dirigida en el océano Atlántico sur. La estandarización del índice de abundancia se realizó aplicando dos enfoques de modelación alternativos (GLM y GAM) a los conjuntos de datos de la pesquería (Tarea II de ICCAT, desde 1968 a 2008, y los conjuntos de datos de los cuadernos de pesca diarios desde 1995 a 2008). En contraste con el patrón decreciente continuo de la CPUE estandarizada del estudio anterior, las tasas de captura estandarizadas derivadas de diferentes conjuntos de datos y enfoques de este estudio mostraban una suave tendencia decreciente regular desde 1968 hasta 1986. Después, se observaba una tendencia creciente hasta un nivel relativamente más elevado durante el periodo 1990-1997. Tras una fuerte caída, el índice de CPUE observado en el periodo posterior (1998-2008) mostraba un patrón estable, con una ligera tendencia al incremento al final del periodo. El Grupo constató que los índices de abundancia mostraban tendencias diferentes a las tendencias de CPUE presentadas en la última reunión. El Grupo constató que la diferencia podría deberse al método utilizado (GLM versus GLMM). El Grupo recomendó que el índice de abundancia presentado en la última reunión de evaluación se utilizase para la evaluación de 2009 y que se considerasen las series de CPUE del documento SCRS/2009/117 para el análisis de sensibilidad. Aunque estos índices no se utilizaron para

los ensayos de los modelos de la evaluación de 2009 para el pez espada del Atlántico sur. El Grupo también recomendó que se incluya esta información en evaluaciones futuras.

Las series de CPUE estandarizadas presentadas mostraban tendencias diferentes y una alta variabilidad que indica que por lo menos algunas de ellas no reflejan adecuadamente las tendencias de abundancia del stock. Los índices disponibles se resumen en la **Tabla 8** y se ilustran en las **Figuras 12 y 13** para facilitar una comparación de las tendencias anuales, lo que incluye las series presentadas en la última reunión de evaluación.

5. Métodos y otros datos relevantes para la evaluación

5.1 Métodos-Norte

5.1.1 Modelo de producción

Al aplicar modelos de producción al pez espada del Atlántico norte, el Grupo utilizó el modelo dinámico (no equilibrio) (ASPIC v5.05) utilizado previamente por el SCRS para diversas especies, incluyendo el pez espada. Esta versión de ASPIC está parametrizada en términos de RMS, K y B (primer año)/K. El modelo se formuló igual que en las evaluaciones de 1994, 1996, 1999, 2002 y 2006 del siguiente modo: i) la biomasa de 1950 (B_0) ajustada para ser igual a $0,875 * K$ (equivalente a $1,75 * B_{RMS}$), ii) supuesto de modelo de producción logístico, iii) optimización del modelo condicionada por la captura. Se utilizó la minimización de cuadrados mínimos. En evaluaciones previas, se llevaron a cabo varios análisis de sensibilidad para evaluar la sensibilidad a este y otros factores.

Los datos utilizados en el modelo de producción ASPIC y en los análisis de sensibilidad fueron la captura total declarada del Atlántico norte desde 1950 hasta 2008, incluyendo los descartes estimados de peces muertos (**Tabla 9**) y el índice de biomasa combinada de la CPUE descrito en el apartado 4.1 (**Figura 14**). En esta evaluación se realizaron varios análisis de sensibilidad para evaluar el efecto sobre el modelo de los diferentes procedimientos de filtrado de los datos llevados a cabo en la construcción del índice de CPUE combinado. Para incorporar la incertidumbre del índice de CPUE en el modelo ASPIC, se decidió utilizar las estimaciones de valores de entrada y los cuartiles del 10 y 90% del índice de CPUE para construir el escenario del caso base para el modelo de producción. Esto se logró mediante tres ensayos del modelo ASPIC en cada caso con la misma serie de capturas y las estimaciones de valores de entrada, series de CPUE bajas (cuartil del 10%) y altas (cuartil del 90%). Se estimaron los resultados de la tendencia central y la incertidumbre a partir de los resultados agrupados de los tres ensayos.

En cuanto a otros análisis de sensibilidad, el Grupo aplicó también el enfoque estadístico Bayesiano para la evaluación de stock con una función de producción excedente descrita en McAllister *et al.* (2000). Estos modelos eran modelos con fases temporales heterogéneas en las que la captura se producía a principios de cada año. Se aplicó la distribución previa para el parámetro r procedente del McAllister *et al.* (2000) como distribución previa de base para el stock del Norte con un valor de mediana para r de 0,42 y CV de 0,49. La distribución previa de base para la biomasa inicial en el ensayo del stock del Norte tenía el mismo valor medio que el asumido en los ensayos de ASPIC de base (0,875) y un CV de 0,25. En la estimación Bayesiana se aplicaron los mismos datos de captura y de tasa de captura (estimaciones de valor) que los utilizados en los ensayos ASPIC.

Cabe destacar que los modelos de producción de biomasa agregada asumen que las series de entrada de CPUE son proporcionales a la biomasa con algún grado de variación aleatoria y que ambos pueden arrojar resultados engañosos cuanto este supuesto se infringe. Se asumió que los índices de biomasa tenían una distribución lognormal.

5.1.2 Análisis de población virtual

Se llevaron a cabo análisis de población virtual para el stock del Atlántico norte utilizando el programa VPA-2BOX (véase catálogo de ICCAT). Los datos de captura por edad se derivaron para 1978-2008 a partir de la captura por tallas utilizando la ecuación de crecimiento unisex de Gompertz (véase la **Tabla 5**). Sólo se utilizaron 5 grupos de edad (edades 1 a 5+) debido a la incapacidad para determinar la edad de los peces macho mayores de cinco años de forma fiable. El VPA se calibró utilizando 17 índices de tasas de captura unisex y específicos de la edad (**Tabla 7, Figura 11**) desarrollados para Canadá (edades 2-5+), Japón (edades 3-5+), UE-España (edades 1-5+) y Estados Unidos (edades 1-5+). Sólo se actualizaron los índices canadienses y

estadounidenses con respecto a la evaluación de 2006, e incluyeron valores para 2006, 2007 y 2008. Se asumió que los índices estaban distribuidos de forma lognormal con coeficientes idénticos de variación (ponderados de forma igual). La tasa de mortalidad natural se fijó en 0,2 yr⁻¹. Se estimaron las tasas de mortalidad por pesca en el último año para cada edad excepto la última (que está modelada por la F-ratio). Se estimó la F-ratio (ratio de la tasa de mortalidad por pesca de la edad mayor respecto a la de la siguiente edad más joven) para dos bloques de años (1978-1982 y 1983-1987) y se fijó en 1,0 para los años restantes, al igual que se hizo en las dos evaluaciones anteriores para representar los cambios en la transición de la pesquería desde aguas costeras a aguas oceánicas. Se realizaron ensayos con y sin restricciones para las estimaciones de vulnerabilidad y reclutamiento (desviaciones estándar de penalización de 0,4 y 0,1, respectivamente) para los tres últimos años.

Con el fin de evaluar la variabilidad del ajuste de los índices a la captura por edad mediante el VPA, se realizó un análisis de muestreo repetitivo (*bootstrap*) en el que las desviaciones de los puntos de datos del índice transformado logarítmicamente y sus predicciones fueron seleccionadas de forma aleatoria para generar 500 conjuntos de nuevos puntos del índice. Luego se aplicó el VPA a cada uno de los 500 nuevos conjuntos de datos y se calcularon los valores de la mediana con sus intervalos de confianza del 80%.

5.2 Métodos – Sur

5.2.1 Modelo de producción

El Grupo utilizó una versión actualizada del modelo de producción excedente en no equilibrio ASPIC (versión 5.05) adoptado por el SCRS para varias especies, incluido el pez espada. Se utilizaron los datos de 1956 a 2008 como valores de entrada para el modelo. Las flotas incluidas en el análisis fueron: Brasil, Taipei Chino, Japón, UE-España y Uruguay, como dos índices separados (véase Sección 4.2). El índice de abundancia de la flota brasileña se convirtió de número de ejemplares a peso utilizando el peso medio de los archivos de captura por talla (Tarea II). Los desembarques para aquellas flotas para las que no se habían estimado índices de abundancia se añadieron a los desembarques de la flota japonesa de palangre. Los ensayos del modelo siguieron la misma formulación utilizada para la evaluación de 2006, el parámetro B1/K se fijó en el valor 0,875, los valores finales de RMS y K fueron estimaciones del modelo. Durante la evaluación de 2006 (Anon. 2007b), el Grupo decidió estimar un índice combinado para utilizarlo como valor de entrada para el modelo ASPIC. Sin embargo, los índices disponibles para el Grupo mostraban tendencias contradictorias y, tras un debate, se acordó utilizar los seis índices individuales como valores de entrada en vez de estimar un índice combinado en un intento de caracterizar mejor la incertidumbre.

El caso base incluía las flotas enumeradas antes y sus índices de abundancia asociados tal y como se describen en la Sección 4.2. Se procedió a realizar un ensayo de sensibilidad reemplazando el índice abundancia de Taipei Chino utilizado en la evaluación de 2006 por series revisadas. Estas series revisadas estaban expresadas en número de ejemplares y se convirtieron a peso utilizando los pesos medios facilitados por los científicos nacionales de Taipei Chino. Se realizó un ensayo adicional utilizando únicamente un índice cada vez y asignando la captura total del Atlántico sur a dicha flota en particular.

5.2.2 Modelo solo con capturas

Debido a las tendencias contradictorias detectadas en los índices de CPUE estandarizados (Secciones 4.2 y 5.2.1), el Grupo decidió explorar la información incluida en las capturas. A este efecto, se utilizó el modelo sólo con capturas, tal y como aparece descrito en Anón 2009. Se muestrearon aleatoriamente medio millones de vectores de parámetro a partir de la distribución previa conjunta; de éstos, se tomaron 2.000 muestras utilizando el algoritmo SIR. Las distribuciones previas de K se establecieron como uniformes en escala logarítmica para una amplia gama ($\ln(K) \sim U(\ln(3058), \ln(7647000))$). Las distribuciones previas para a se establecieron como uniformes en su gama $a \sim U(0,1)$. Las distribuciones previas de x se establecieron como $x \sim U(0,1)$. Se realizaron exploraciones de combinaciones de valores plausibles para a y x utilizando la serie de esfuerzo de palangre para el hemisferio sur, en el informe de la reunión de 2008 del Subcomité de ecosistemas (Anón., 2009). En el ensayo 1 se utilizó una distribución previa informativa para r que se obtuvo de una distribución previa conjunta de r y n (el parámetro forma del modelo Schaefer-Fletcher) derivado por McAllister *et al.*, 2000 condicionado por $n=1$ (Schaefer). En el ensayo 2 se utilizó, como distribución previa informativa para r , la distribución posterior de este parámetro obtenida del ensayo del caso base del modelo BSP para el pez espada del Atlántico norte.

6. Resultados del estado del stock

6.1 Estado del stock – Norte

6.1.1 Modelos de producción

Los resultados del caso base del modelo ASPIC del Atlántico, considerados por el Grupo como las mejores estimaciones, se muestran en la **Tabla 10** y en la **Figura 15**. La tendencia de la biomasa relativa estimada muestra un incremento constante desde 2000. En la **Tabla 11** se muestra la biomasa determinista, la mortalidad por pesca y los valores relativos estimados a partir del caso base de ASPIC para el stock de pez espada del Atlántico norte 1950-2008. Los valores de la biomasa representan estimaciones a principios del año. El resultado determinista con sesgo corregido indica que el stock se sitúa en o por encima de la B_{RMS} (**Figura 15**). La tendencia relativa en la mortalidad por pesca muestra que al nivel máximo de pesca de 1995, le siguió un descenso hasta 2002 y después un ligero incremento en el periodo 2003-2005 y una tendencia descendente desde entonces (**Figura 15**). La mortalidad por pesca se ha situado por debajo de F_{RMS} desde 2005. La estimación del estado del stock en 2005 es relativamente similar a la estimación del estado del stock de la evaluación de 2006, y sugiere que existe una probabilidad superior al 50% de que el stock se sitúe en o por encima de B_{RMS} , y que, por tanto, se ha alcanzado el objetivo de recuperación de la Comisión [99-02]. Sin embargo, es importante señalar que desde 2003 las capturas se han situado por debajo de los TAC, incrementando las posibilidades de una rápida recuperación (**Figura 16**). En general, se estimó que el stock era algo menos productivo que lo que se había estimado en la evaluación anterior, con una tasa de crecimiento intrínseco, r , estimada en 0,44 frente a la tasa de 0,49 estimada en 2006. El índice de biomasa combinada muestra un repunte coherente desde el valor predicho de 2001 y los valores de índice para los años más recientes se hallan cerca del nivel estimado a comienzos de los ochenta (**Figura 17**). El elevado valor en 1963 no presenta un buen ajuste.

Los ensayos de sensibilidad incluían una evaluación retrospectiva del modelo de caso base ASPIC (**Tabla 12**). Como la información sobre captura y CPUE fue eliminada de los años más recientes, el modelo predijo una productividad mayor del stock (valores de r más elevados) y, por consiguiente, un RMS mayor (**Figura 18**). Los resultados retrospectivos indican que la biomasa ha estado por encima de la B_{RMS} de un modo continuo y la mortalidad por pesca por debajo de F_{RMS} durante los cinco últimos años. Sin embargo, los intervalos de confianza se solapan durante el periodo de tiempo evaluado. Se realizó un ensayo de sensibilidad utilizando un índice de abundancia de biomasa combinado que incluía todas las observaciones de la pesquería pelágica estadounidense (**Figura 19**). Las tendencias generales de la biomasa y de las ratios de mortalidad por pesca fueron similares a las del modelo base en los primeros años (**Figura 20**), sin embargo las tendencias difieren desde 2000, mostrando una biomasa menor y unas ratios de mortalidad por pesca más elevadas que las del caso base. En valores absolutos, el ensayo de sensibilidad indicaba una productividad del stock inferior y una mayor mortalidad por pesca.

Los resultados estimados del estado del stock procedentes de aplicar el modelo BSP al ensayo de sensibilidad se muestran en la **Tabla 13**, y son muy similares a las estimaciones base de ASPIC. Se estima que el stock se encuentra por encima de B_{RMS} y se estima que la mortalidad por pesca actual es inferior a F_{RMS} . Las distribuciones posteriores para RMS y B_{2009}/B_{RMS} son también similares a la distribución por bootstrap de ASPIC, mientras que la moda de distribución de F_{2008}/F_{RMS} es ligeramente inferior que la distribución por bootstrap de ASPIC (**Figura 23**). Al igual que en 2006, la distribución posterior para r es inferior a la distribución por bootstrap de ASPIC (**Figura 23**), sin embargo las distribuciones de ambos modelos están más cerca una de otra que en 2006. El ajuste al índice combinado, y así como los valores residuales, se muestran en la **Figura 24**. Al igual que en ASPIC, la CPUE predicha en 1963 no está bien ajustada.

La **Figura 23** muestra histogramas y gráficos de dispersión de estimaciones a partir de *bootstrap* de la biomasa y las ratios de F para 2008. La extensión de los ajustes logísticos sugiere que la biomasa actual es ligeramente superior a B_{RMS} . Sin embargo, la incertidumbre en lo que concierne a B_{RMS} es considerable. Por el contrario, la incertidumbre sobre la ratio de F indica una probabilidad más elevada de que la mortalidad por pesca se sitúe por debajo de F_{RMS} . En comparación con el modelo de caso base ASPIC de 2006, la trayectoria de la biomasa y de las ratios de F son similares hasta 1990, a partir de entonces el modelo actual predijo tasas de mortalidad por pesca más bajas y biomazas mayores, sobre todo en los años más recientes (**Figura 24**).

6.1.2 Análisis de población virtual

Las estimaciones de número y mortalidad por pesca por edad pueden contener un elevado nivel de incertidumbre en los años más recientes cuando se utilizan modelos recursivos que se remontan en el tiempo como VPA, sobre

todo para las edades para las que el historial de captura es escaso o no existe y para las que no hay índices de abundancia. Esto se evidenció en los ensayos VPA que no constreñían la vulnerabilidad o el reclutamiento, éstos producían estimaciones falsas de reclutamiento (edad 1) en los tres últimos años, debido a la falta de información sobre clases de edad más tempranas (por ejemplo, no se dispone de índices de edad 1 después de 2001). Por consiguiente, se seleccionó como caso base el ensayo que constreñía tanto la vulnerabilidad como el reclutamiento en los tres últimos años. Las estimaciones de abundancia y de mortalidad por pesca del caso base se presentan por edad en las **Tablas 14 y 15**, respectivamente. En general, las estimaciones son similares a los resultados para el caso base de 2006. Las estimaciones de reclutamiento (edad 1) fluctúan entre 420.000 y 670.000 peces, con fluctuaciones en una gama más restringida de aproximadamente 460.000 a 570.000 durante los quince años más recientes (**Figura 26**). Las estimaciones de abundancia de la edad 2 siguen un patrón similar al que presenta la edad 1 con un desfase de 1 año (**Figura 27**). Las estimaciones de la biomasa reproductora (edad 5+) indican una fuerte tendencia al descenso con un reciente incremento desde 1999. Aunque algo variables, las tasas de mortalidad por pesca estimadas para todas las edades muestran una tendencia ascendente hasta 1996, y después descienden bruscamente (**Figura 27**).

Los ajustes del VPA a los índices de abundancia se muestran en la **Figura 28**. En general, los resultados del VPA parecen estar promediando adecuadamente las variaciones en los índices (dado el relativamente bajo contraste en cada una de las series temporales de CPUE). Las estimaciones de la mediana del análisis de bootstrap fueron muy similares a las predicciones originales de máxima verosimilitud. Por lo tanto, no parece que el resultado del modelo esté seriamente sesgado respecto a los datos. No obstante, es importante señalar que los análisis de bootstrap sólo tienen en cuenta la imprecisión de los índices de abundancia y no tienen en cuenta las incertidumbres en la tasa de mortalidad natural, la no declaración de las capturas y otros sesgos potenciales.

6.2 Estado del stock – Sur

6.2.1 Modelos de producción

Los resultados del caso base indicaban que varios de los índices utilizados proporcionaban indicaciones contradictorias. El índice global estimado por el modelo era relativamente estable hasta comienzos de los ochenta, momento en el que empezó a descender hasta finales de los noventa, y esta tendencia se revirtió aproximadamente en 2003. El índice global estimado mediante ASPIC mostraba un ajuste relativamente bueno al índice español y no se ajustaba bien al índice brasileño (**Figura 29**). La mortalidad por pesca relativa estimada (F_{2008}/F_{RMS}) se situaba en 0,75; lo que indica que el stock no está siendo sobrepescado (**Figura 30**). Del mismo modo, se estimó una biomasa relativa (B_{2009}/B_{RMS}) de 1,4, lo que indica que el stock no está sobreexplotado (**Figura 30**). La serie temporal de biomasa relativa mostraba que el stock fue objeto de sobrepesca en 1997 y se mantuvo en esta condición hasta 2009, cuando $B > B_{RMS}$. El stock fue objeto de sobrepesca desde 1994 hasta 2006. El caso de sensibilidad proporcionaba una visión ligeramente más optimista del estado del stock con $F_{2008}/F_{RMS}=0,716$ y $B_{2009}/B_{RMS}=1,1$. En la **Tabla 16** se muestran todos los niveles de referencia del stock.

Se observe una gran disparidad en los resultados de los ensayos realizados en flotas individuales como resultado de la información contradictoria facilitada por los diferentes índices. Algunas flotas mostraban una visión más optimista del estado del stock (a saber, UE-España, Brasil), la flota uruguaya mostraba un stock que está sobrepescado y que está en condiciones de sobrepesca. Por el contrario, la tendencia descendente de la CPUE de la flota japonesa tuvo como resultado un RMS estimado de sólo 2.287 t; mientras que para la flota de Taipei Chino el modo no pudo converger en una solución, ya que alcanzó el límite inferior de RMS con un valor de 1,0. En el caso de estas dos flotas y considerando el historial de captura conocido y otros indicadores de la pesquería, el resultado no se considera plausible. En la **Figura 31** se muestra la estimación de F y B relativa para cada ensayo.

Se llevaron a cabo un total de 500 ensayos de bootstrap para evaluar el nivel de incertidumbre asociado con los resultados del caso base (**Figura 32**). En la **Figura 33** se presenta el resultado de los ensayos de bootstrap como distribuciones de frecuencia de la mortalidad por pesca (F) y la biomasa del stock estimadas.

Sin embargo, dado que los ensayos con flotas individuales (**Figura 28 y Tabla 16**) tuvieron como resultado trayectorias y estimaciones de año terminal muy diferentes (**Figura 34**), que no fueron ninguna de ellas similares al caso base, el Grupo convino en que los bootstrap infrarrepresentaban la incertidumbre real e incuantificable de los resultados. Por tanto, el Grupo acordó que no era aconsejable sacar conclusiones sobre el estado del stock de pez espada del Atlántico sur basadas en los niveles de referencia estimados únicamente mediante el modelo ASPIC.

6.2.2 Resultados del modelo sólo con capturas

Tal y como se preveía, la distribución posterior para r no estaba influida por los datos. Sin embargo las distribuciones posteriores para K y a fueron considerablemente más restringidas que las distribuciones previas para ambos ensayos (**Figura 35**). Para los niveles de referencia de ordenación, las distribuciones posteriores fueron más restringidas que las distribuciones previas implicadas, lo que indica que las capturas solas, dados los supuestos del modelo, son informativas. La distribución posterior de la mortalidad por pesca relativa (F_{2008}/F_{RMS}) osciló entre 0,33 y 1,41 (percentiles de 10 y 90%, ensayo 1), con $P(F_{2008}/F_{RMS} < 1) = 0,77$, lo que indica que considerando únicamente las capturas no es probable que el stock vaya a experimentar sobrepesca (**Tabla 17**). La distribución posterior de la biomasa relativa (B_{2009}/B_{MSY}) osciló entre 0,84 y 1,69 (percentiles de 10 y 90%, Ensayo 1), con $P(B_{2009}/B_{RMS} > 1) = 0,82$, lo que indica que el stock no parece estar sobrepescado. La distribución para RMS fue asimétrica en ambos ensayos (**Figura 36**). La mediana de RMS estimada para el Ensayo 1 fue 18.130 t y para el Ensayo 2 fue 17.934 t (**Tabla 17**). Las trayectorias de F y el esfuerzo total en anzuelos para el Atlántico sur se ha estacionado en los últimos años, lo que indica que los supuestos para la dinámica de capturas del COM son razonables, a pesar de algunas discrepancias en los primeros años, cuando el esfuerzo no se dirigía al pez espada (**Figura 37**). Las trayectorias de la biomasa se muestran en la **Figura 38**. El nivel de incertidumbre sobre el conocimiento del estado del stock se representa en la **Figura 39**, determinado sólo por las capturas, el modelo estimó una probabilidad de 0,77 de que el stock no esté sobrepescado y no esté siendo objeto de sobrepesca.

7. Proyecciones

7.1 Proyecciones – Norte

7.1.1 Modelos de producción

Se realizó una proyección del caso base ASPIC hasta el año 2018 con escenarios de TAC constante de 10.000, 11.000, 12.000, 13.000, 14.000 y 15.000 t. Se asumió que la captura de 2009 era el promedio de los tres últimos años (2006-2008) (11.515 t). Las trayectorias de la mediana para la biomasa y la tasa de mortalidad por pesca para todos escenarios futuros de TAC se ilustran en la **Figura 40**.

Los resultados de la evaluación de 2009 indican que hay una probabilidad del 50% de que el stock de pez espada del Atlántico norte se haya recuperado hasta o por encima de la B_{RMS} (**Figura 21 y 22**) y, por tanto, se ha alcanzado el objetivo del plan de recuperación de la Comisión. Aunque existe cierta incertidumbre asociada con esta conclusión, el 56% de las estimaciones de *bootstrap* de la biomasa actual fueron superiores o iguales a B_{RMS} , mientras que >90% de las estimaciones de *bootstrap* de la F actual fueron inferiores a F_{RMS} . Se logró la recuperación a pesar del total admisible de capturas acordado en la [Rec. 06-02 y Rec. 08-02], que superaba las recomendaciones científicas, pero que no se capturó. El Grupo constató que la recuperación podría haberse visto comprometida si las capturas recientes hubiesen sido superiores a las comunicadas. Las capturas de 2007 y 2008 fueron un 10 y un 22% inferiores al nivel estimado de RMS, respectivamente, lo que permite el crecimiento de la biomasa del stock. Si las capturas realizadas hubiesen alcanzado los límites de captura previstos en la Rec. 06-02 (15.345 t, a saber, 12% por encima de la estimación de RMS), la biomasa del stock habría descendido.

Por estas razones, el Grupo está preocupado por las decisiones sobre la ordenación que contemplan el traspaso de porciones no utilizadas de cuota, como las disposiciones del párrafo 3 a de la Rec. 06-02, de tal modo que la suma de límites de captura permitidos supere el TAC recomendado.

Según las proyecciones, TAC futuros por encima de RMS generarían una probabilidad del 50% o inferior de que la biomasa del stock se mantenga por encima de la B_{RMS} durante la próxima década (**Tabla 18 y Figura 41**), ya que la probabilidad resultante de que F supere a F_{RMS} para estos escenarios tendería a situarse por encima del 50% en el tiempo. Con un TAC de 13.000 t habría una probabilidad de aproximadamente el 75% de mantener el stock en un nivel acorde con el objetivo del Convenio durante la próxima década.

7.2 Proyecciones – Sur

7.2.1 Modelos de producción

Dado que el Grupo consideró que la incertidumbre asociada con los niveles de referencia estimados mediante ASPIC no era cuantificable y no estaba representada por el modelo, se realizaron proyecciones para reflejar los

cambios en la biomasa en vez de en la biomasa relativa (a saber, B/B_{RMS}). Se realizaron proyecciones para el caso base para niveles de captura desde 10.000 a 16.000 t, con incrementos de 1.000 t para los años 2010-2020. Para el año 2009, todos los escenarios de la proyección asumieron una captura igual al promedio de capturas para 2006-2008 (13.658 t). En la **Figura 42** se muestran los resultados de las proyecciones. En general, unas capturas de 14.000 t o inferiores tendrán como resultado incrementos en la biomasa del stock, capturas del orden de 15.000 t mantendrán la biomasa del stock en niveles aproximadamente estables durante el periodo de la proyección. Capturas del orden de 16.000 t o más se traducirán en un descenso de la biomasa. El Grupo indicó que el TAC actual asciende a 17.000 t.

7.2.2 Modelo sólo con capturas

Dadas las incertidumbres asociadas con las estimaciones de ASPIC, el Grupo decidió explorar proyecciones con la información contenida únicamente en las capturas, utilizando los resultados de los dos ensayos del modelo sólo con capturas combinado. Las proyecciones se realizaron fijando las capturas entre 10.000 y 17.000 t, con incrementos de 1.000 t en un periodo de diez años. Para 2009, todos los escenarios de proyección asumieron el promedio de captura del periodo 2006-2008 (13.658 t). En general, capturas de 15.000 t situarían a la biomasa en un nivel superior a la B_{RMS} en el 80% de las veces. Capturas del orden de 17.000 t generarían una probabilidad de 0,67 de que la biomasa se sitúe por encima de B_{RMS} en diez años (**Tabla 18**). En la **Figura 43** se resume la probabilidad de $B > B_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$ para el escenario de captura constante indicado en el tiempo.

8. Recomendaciones

8.1 Investigación y estadísticas

Reunión sobre métodos y preparación de datos. Debido a limitaciones de tiempo, las sesiones recientes del Grupo de especies sobre pez espada han facilitado evaluaciones que han actualizado resultados pasados utilizando métodos y enfoques disponibles en ese momento. El Grupo reconoce que ahora se dispone de enfoques de evaluación de stock más novedosos que incorporan de modo exhaustivo los datos biológicos y facilitan representaciones más completas de las incertidumbres relacionadas con el estado del stock. Para que el Grupo disponga de tiempo para explorar nuevos enfoques y reunir los datos con antelación con respecto a la próxima sesión de evaluación, se recomienda que se convoque una sesión de trabajo de cinco días de duración antes de la próxima evaluación. La reunión debería celebrarse un año antes de la próxima evaluación (posiblemente 2011).

Efecto de los niveles de agregación de CPUE en el índice de biomasa. Como parte de la reunión descrita en el párrafo anterior, los científicos nacionales deberían facilitar datos para la estandarización de las series de CPUE con el menor nivel de agregación posible.

Índices de reclutamiento. La capacidad del Grupo de pronosticar el estado del stock en el marco del VPA depende de la disponibilidad de índices fiables de abundancia en las edades más tempranas. Por ejemplo, los índices de abundancia de edad 1 están disponibles sólo hasta 2001. Los países que han facilitado tradicionalmente dichos índices deberían actualizar sus series temporales con carácter prioritario. Esta investigación debería ser respaldada a nivel de Parte contratante

Estructura del stock. El Informe de las Jornadas de trabajo sobre la estructura del stock de pez espada (Anon. 2007a) recomendaba hacer investigaciones multidisciplinares y en colaboración. En particular, la clasificación en cuanto a su origen para el pez espada capturado cerca de los límites de los stocks está sujeta a incertidumbres y no puede realizarse de forma precisa sin llevar a cabo investigaciones multidisciplinares y en colaboración que tengan en cuenta estratos de muestreo de una escala fina (por ejemplo cuadrículas de 1°) y trimestral.

Captura. Todos los países que capturan pez espada (de forma dirigida o como captura fortuita) deberían comunicar estadísticas de captura, captura por talla (por sexo) y esfuerzo por áreas lo más reducidas posible, y por mes. Estos datos deben comunicarse en las fechas límite establecidas por ICCAT, incluso cuando no esté programada una evaluación analítica de stock. También deberían facilitarse los datos históricos.

Descartes. Debería comunicarse la información sobre el número de peces capturados con una talla inferior a la regulada y los números de peces descartados muertos y liberados vivos para que el efecto de los descartes y las liberaciones pueda ser plenamente incluido en la evaluación de stock. El muestreo con observadores debería ser suficiente para cuantificar los descartes en todos los meses y áreas tanto en las pesquerías dirigidas al pez espada

como en las pesquerías de túnidos que capturan pez espada de forma fortuita. Deberían realizarse estudios para mejorar la estimación de los descartes y para identificar métodos que reduzcan la mortalidad por descarte del pez espada. Asimismo deberían llevarse a cabo estudios para estimar la mortalidad posterior a la liberación de los peces espada descartados vivos; estos estudios son especialmente importantes dado el nivel de descartes que se produce debido a la recomendación que regula la talla mínima.

Capturas no comunicadas. El Grupo constató que el formulario resumido en el que se comunica actualmente la información del programa de documento estadístico a ICCAT (resúmenes semestrales de importaciones directas y reexportaciones) no proporciona información suficientemente detallada para mejorar las estimaciones del volumen potencial de capturas no atribuidas (NEI) y el volumen de pez espada Atlántico en el comercio internacional, debido sobre todo a la incertidumbre sobre año y zona de captura de los productos de pez espada comercializados, la ausencia general de factores de conversión de peso del producto a peso en vivo y la potencial duplicación del recuento de capturas en los certificados de reexportación. Estas estimaciones podrían mejorarse en gran medida si estuvieran disponibles los documentos estadísticos y los certificados de reexportación *individuales* correspondientes. Estos datos detallados existen a nivel nacional (con números de identificación), y debería realizarse un esfuerzo para recuperar esta importante información si la Comisión quiere mejorar la utilidad del programa de documento estadístico para validar los datos de la Tarea I. El SCRS ha reiterado este asesoramiento durante la última década (véanse las recomendaciones generales a la Comisión, en los informes del SCRS de 2000, 2001, 2002, 2003 y 2004), pero la Secretaría no ha recibido todavía información detallada sobre los programas de documento estadístico para el pez espada.

Especie objetivo. Todas las flotas deberían registrar información detallada en los cuadernos de pesca para cuantificar qué especie o grupo de especies es el objetivo. Se recomienda encarecidamente la recopilación de información detallada acerca de las características del arte y las estrategias de pesca (incluyendo la hora del lance) con el fin de mejorar la estandarización de la CPUE. Deben seguirse las recomendaciones hechas durante la reunión del Grupo de trabajo sobre métodos de 2001 (Anon. 2002) para buscar diagnósticos en este contexto. El Grupo recomendó investigar formas alternativas de análisis en el Sur que traten los patrones tanto de captura fortuita como de la pesquería dirigida, como por ejemplo modelos estructurados por edad y espacialmente.

Además, los observadores que se encuentran en el mar deberían recoger información más detallada sobre la estrategia de pesca y las especies objetivo. Por último, el Grupo recomendó una investigación del enfoque de análisis de conglomerados utilizado para determinar la estrategia de especie objetivo en la serie de CPUE brasileña a través de la simulación para permitir la evaluación de las fuentes potenciales de sesgo en el enfoque. Se recomendó también revisar los procedimientos de estandarización para la serie de captura y esfuerzo de Santos Brasil con el fin de examinar la transición desde el arte de palangre de multifilamento a monofilamento. Se recomendó llevar a cabo más investigaciones sobre métodos para controlar esta característica.

Marcado. El Grupo recomendó el desarrollo de un diseño experimental para aplicaciones de marcado específicas, como por ejemplo estimar las tasas de mortalidad por pesca y/o los patrones migratorios. Un diseño experimental podría ser especialmente útil para evaluar el potencial de aplicar marcas tradicionales y pop-up con el objetivo de evaluar las tasas de intercambio en zonas del Atlántico en las que se cree que hay tasas elevadas de mezcla. Además debería fomentarse la continuación del marcado industrial a bordo de los buques comerciales, ya que los tamaños de las muestras son considerables, y existen beneficios claros en lo que se refiere a tasas de comunicación y calidad de las marcas recapturadas.

CPUE. El Grupo está preocupado por el hecho de que muchos de los índices de abundancia específicos de la edad muestran fuertes efectos anuales. Se ha recomendado que los futuros análisis de CPUE se centren en desarrollar métodos adicionales para incorporar de forma explícita la variabilidad medioambiental al modelo. Debería considerarse agregar las tendencias de CPUE por zona de sex ratio por talla (en lugar del método actual de agregarla por nación). Deberían llevarse a cabo investigaciones sobre la conveniencia de obtener índices de abundancia específicos de la edad a partir de análisis independientes, los CV deberían presentarse con los análisis y los resultados de los modelos deberían hacerse comparables (por ejemplo a partir de modelos de efectos fijos y aleatorios). Debería hacerse algún intento de utilizar métodos de evaluación de stock que puedan reconciliar las tendencias contradictorias en las series de CPUE de la pesquería dirigida y de captura fortuita para el Sur (por ejemplo modelos estructurados por edad/espacialmente). Para los índices de biomasa, debería examinarse la influencia del nivel de agregación de los datos.

Más específicamente, el Grupo recomendó que dada la similitud entre parte de las flotas de pesca de pez espada uruguaya y brasileña y teniendo en cuenta que los estudios de estandarización de la CPUE de ambas flotas presentados a la reunión difieren en sus métodos y resultados, sería conveniente que los científicos de Brasil y

Uruguay celebrasen reuniones intersecciones para abordar la estandarización de las series de CPUE y para procesar los datos de sus flotas respectivas.

Participación del Grupo de trabajo. El Grupo expresó su preocupación de que las series temporales de CPUE más largas se presentasen por correspondencia, sin que el autor u otro científico familiarizado con los análisis estuvieran presentes en la reunión. Esto dificulta la evaluación de la conveniencia de las series temporales. El Grupo recomendó que las CPC que puedan realizar contribuciones valiosas a las evaluaciones tomen las disposiciones necesarias para garantizar la presencia de sus científicos nacionales en dichas reuniones.

8.2 Ordenación

Atlántico norte

De un modo conforme con el objetivo del plan de recuperación de pez espada de la Comisión [Rec. 96-02] y con el fin de mantener el stock de pez espada del Atlántico norte en un nivel que podría producir el RMS, con una probabilidad superior al 50%, el Grupo recomienda que se reduzca el total admisible de captura establecido por la [Rec. 06-02] (15.345 t) hasta no más de 13.700 t, que refleja la mejor estimación actual del rendimiento máximo que podría obtenerse de la población en las condiciones existentes en cuanto al medio ambiente y las pesquerías. Si la Comisión quiere estar más segura de que la biomasa futura se va a situar en el nivel de B_{RMS} o por encima de ésta, manteniendo al mismo tiempo F en un nivel igual o inferior a F_{RMS} , la Comisión debería seleccionar un TAC anual inferior, dependiendo del nivel de precaución que elija la Comisión para aplicarlo a la ordenación. Por ejemplo, un TAC de 13.000 t proporcionaría aproximadamente una probabilidad del 75% de mantener el stock en un nivel coherente con el objetivo del Convenio durante la próxima década y sería también coherente con el enfoque precautorio de ordenación de la pesquería (**Figuras 44 y 45**)

Atlántico sur

Hasta que se hayan llevado a cabo más investigaciones para reducir la elevada incertidumbre existente en las evaluaciones de la situación del stock del pez espada del Atlántico sur, el Grupo hace hincapié en que la captura anual no debería superar el RMS estimado de forma provisional. Considerando las incertidumbres no cuantificadas y las indicaciones contradictorias para el stock, el Grupo recomienda un enfoque de ordenación pesquera más precautorio, para limitar las capturas a los niveles medios recientes (~15.000 t), que se espera que mantengan las tasas de captura en su nivel actual.

9. Otros asuntos

De conformidad con la *Recomendación suplementaria de ICCAT para enmendar el programa de recuperación del pez espada del Atlántico norte* [Rec. 06-02], la próxima reunión de evaluación del stock de pez espada del Atlántico se celebrará en 2012.

10. Adopción del informe y clausura

El Grupo agradeció a los Drs. Travassos y Neilson el excelente trabajo realizado durante la reunión. Asimismo, el Grupo reconoció la inestimable ayuda de la Secretaría. Durante la reunión se llevó a cabo una revisión del informe en su totalidad y en las plenarias se abordaron temas importantes. El informe detallado fue adoptado durante la reunión del Grupo de especies del SCRS.

Referencias

- Anon. 2002, Report of the ICCAT Working Group on Assessment Methods (Madrid, Spain, June 11 to 15, 2001). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(5): 1590:1640.
- Anon. 2007a, Report of the 2006 ICCAT Workshop on Swordfish Stock Structure (Heraklion, Crete, Greece, March 13 to 15, 2006). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 61: 1-23.
- Anon. 2007b, Report of the 2006 Atlantic Swordfish Stock Assessment Session (Madrid, Spain, September 4 to 8, 2006). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(6): 1787-1896.

- Anon. 2009, Report of the 2008 Meeting of the Sub-Committee on Ecosystems (Madrid, Spain, March 10 to 14, 2008). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(7): 2295-2334.
- Hazin, H.G., Hazin F., Travassos P., Carvalho F. C., and Erzini K., 2007, Standardization of swordfish CPUE series caught by Brazilian longliners in the Atlantic Ocean, by GLM, using the targeting strategy inferred by cluster analysis. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 60(6): 2039-2047.
- McAllister, M.K., Babcock, E.A., Pikitch, E.K. and Prager, M.H., 2000, Application of a non-equilibrium generalized production model to South and North Atlantic swordfish: Combining Bayesian and demographic methods for parameter estimation). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 51(5): 1523-1550.

TABLEAUX

Tableau 1. Prises estimées (t) d'espadon de l'Atlantique (*Xiphias gladius*) par zone, engin et pavillon principaux.

Tableau 2. Comparaison des déclarations de la Tâche I avec les données consignées dans les documents statistiques pour l'espadon maintenus au Secrétariat de l'ICCAT. Les données des documents statistiques ont été converties en poids vif estimé à l'aide des conversions indiquées au **Tableau 3**.

Tableau 3. Coefficients de conversion appliqués pour ajuster le poids du produit d'espadon en poids vif.

Tableau 4. Prise par taille de l'espadon de l'Atlantique Nord (a) et Sud (b) en nombre de poissons.

Tableau 5. Prise par âge en nombre de poissons pour les stocks d'espadon de l'Atlantique Nord (a) et Sud (b).

Tableau 6. Changement en pourcentage de la prise par âge (nombre de poissons) pour les stocks d'espadon de l'Atlantique Nord à partir de la matrice produite pendant l'évaluation de 2006.

Tableau 7. Indices d'abondance élaborés pour l'évaluation de l'espadon de l'Atlantique Nord de 2009. Les âges auxquels l'indice a été appliqué et le modèle pour lequel l'indice a été utilisé sont également indiqués. La variabilité de l'indice est répertoriée soit comme coefficient de variation (CV), soit comme erreur standard (SE).

Tableau 8. Valeurs d'entrée (CPUE standardisée) utilisées comme indices de l'abondance relative dans le modèle de dynamique de population (ASPIC) pour la caractérisation de l'état de l'espadon de l'Atlantique Sud (ajusté par rapport à la moyenne du chevauchement). La série pour l'Uruguay a été divisée en deux : 1982-1992 et 1983-2008.

Tableau 9. Valeurs d'entrée du cas de base d'ASPIC pour le stock d'espadon de l'Atlantique Nord.

Tableau 10. Résultats du cas de base d'ASPIC pour l'espadon de l'Atlantique Nord. Les intervalles sont basés sur 3.000 bootstraps à partir de la sortie d'ASPIC avec l'estimation ponctuelle, quartiles de 10% et 90% de l'indice de biomasse.

Tableau 11. Estimation de la biomasse déterministe, de la mortalité par pêche et des valeurs relatives à partir du cas de base du modèle ASPIC pour le stock d'espadon de l'Atlantique Nord pour la période 1950-2008. Les valeurs de la biomasse représentent les estimations au début de l'année.

Tableau 12. Résultats pour l'espadon de l'Atlantique Nord de l'analyse rétrospective du cas de base d'ASPIC.

Tableau 13. Résultats de l'état estimé du stock d'espadon de l'Atlantique Nord à partir du modèle BSP.

Tableau 14. Estimations de l'abondance du cas de base de la VPA en ce qui concerne l'espadon de l'Atlantique Nord au début de l'année. L'abondance de l'âge 1 au début de 2009 n'est pas estimée par la VPA et elle n'est donc pas illustrée.

Tableau 15. Estimations des taux de mortalité par pêche du cas de base de la VPA en ce qui concerne l'espadon de l'Atlantique Nord.

Tableau 16. Paramètres estimés par ASPIC pour les cas de base et cas de sensibilité et pour chaque sortie avec une flottille individuelle pour l'espadon de l'Atlantique Sud.

Tableau 17. Centiles des distributions a posteriori du modèle uniquement de capture, stock de l'Atlantique Sud.

Tableau 18. Probabilité estimée de $B \geq B_{PME}$, $F \leq F_{PME}$, et maintien du stock dans des conditions conformes à l'objectif de la Convention ($B \geq B_{PME}$ et $F \leq F_{PME}$) pour les prises constantes énumérées et les périodes indiquées à partir du cas de base du modèle ASPIC pour le stock de l'Atlantique Nord.

Tableau 19. Probabilité estimée de $B > B_{PME}$, $F < F_{PME}$ et maintien du stock dans des conditions conformes à l'objectif de la Convention ($B > B_{MSY}$ et $F < F_{MSY}$) pour les prises constantes énumérées et les périodes indiquées à partir du modèle uniquement de capture pour le stock d'espadon de l'Atlantique Sud.

TABLAS

Tabla 1. Capturas (t) estimadas del pez espada (*Xiphias gladius*) del Atlántico por zonas, artes y pabellones principales.

Tabla 2. Comparación de los informes de Tarea I con los datos registrados en los programas de documento estadístico de pez espada en la Secretaría. Los datos de los documentos estadísticos se convirtieron a peso vivo para estimar el peso total utilizando los factores de conversión indicados en la **Tabla 3**.

Tabla 3. Factores de conversión aplicados para convertir el peso del producto de pez espada a peso en vivo.

Tabla 4. Captura por talla en número de ejemplares para los stocks de pez espada del Atlántico norte (a) y sur (b).

Tabla 5. Captura por edad en número de ejemplares para los stocks de pez espada del Atlántico norte (a) y sur (b).

Tabla 6. Cambio de porcentaje en la captura por edad (número de peces) para el stock de pez espada del Atlántico norte obtenido a partir de la matriz producida durante la evaluación de 2006.

Tabla 7. Índices de abundancia desarrollados para la evaluación de pez espada del Atlántico norte de 2009. También se indican las edades a las que se aplicó el índice y el modelo para el que se utilizó el índice. La variabilidad del índice se expresa como coeficiente de variación (CV) o error estándar (SE).

Tabla 8. Valores de entrada (CPUE estandarizada) utilizados como índices de abundancia relativa en el modelo de dinámica de poblaciones (ASPIC) para caracterizar el estado del pez espada del Atlántico sur (escalados a la media de solapamiento). La serie de Uruguay se dividió en dos periodos: 1982-1992 y 1983-2008.

Tabla 9. Valores de entrada del caso base ASPIC para el stock de pez espada del Atlántico norte.

Tabla 10. Resultados del caso base ASPIC para el stock de pez espada del Atlántico norte. Los intervalos se basan en 3.000 bootstraps del ensayo ASPIC con una estimación de valor, cuartiles 10%, 90% del índice de biomasa.

Tabla 11. Estimaciones de la biomasa determinista, mortalidad por pesca y valores relativos del modelo base ASPIC para el stock de pez espada del Atlántico norte 1950-2008. Los valores de biomasa representan las estimaciones al principio del año.

Tabla 12. Resultados del análisis retrospectivo del análisis del caso base ASPIC para el stock de pez espada del Atlántico norte.

Tabla 13. Resultados del estado del stock de pez espada estimado del Atlántico norte obtenidos del modelo BSP.

Tabla 14. Estimaciones del caso base VPA de la abundancia del pez espada del Atlántico norte a principios del año. La abundancia de la edad 1 a principios de 2009 no está estimada por el VPA y por lo tanto no aparece.

Tabla 15. Estimaciones del caso base VPA de las tasas de mortalidad por pesca del pez espada del Atlántico norte.

Tabla 16. Niveles de referencia estimados mediante ASPIC para los casos base y de sensibilidad y para cada ensayo con una flota individual para el pez espada del Atlántico sur.

Tabla 17. Percentiles de la distribución posterior del modelo solo con capturas, stock del Atlántico sur.

Tabla 18. Probabilidad estimada de $B \geq B_{RMS}$, $F \leq F_{RMS}$, y de mantenimiento del stock en una condición coherente con el objetivo del Convenio ($B \geq B_{RMS}$ y $F \leq F_{RMS}$) para capturas constantes indicadas y para los periodos indicados a partir del modelo del caso base ASPIC para el stock de pez espada del Atlántico norte.

Tabla 19. Probabilidad estimada de $B > B_{RMS}$, $F < F_{RMS}$, y de mantenimiento del stock en una condición coherente con el objetivo del Convenio ($B > B_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$) para capturas constantes indicadas y para los periodos indicados en el modelo solo con capturas para el stock de pez espada del Atlántico sur.

FIGURES

Figure 1. Prise totale (Tâche I) et TAC d'espardon de l'Atlantique par stock.

Figure 2. Distribution géographique d'espardon de l'Atlantique (1950-2007) par engin (a) et décennie (b) principaux.

Figure 3. Prise d'espardon de l'Atlantique par pavillon.

Figure 4. Prise par taille pour l'espardon de l'Atlantique Nord (1978-2008).

Figure 5. Prise par taille pour l'espardon de l'Atlantique Sud (1978-2008).

Figure 6. SWO-Nord : Tendances annuelles de la taille moyenne de l'espardon débarqué mesuré par des observateurs scientifiques de la flottille palangrière pélagique des Etats-Unis par zones géographiques dans l'Atlantique Nord-Ouest (FEC, MAB, NCA, NEC, NED, SAB, SAR), le Golfe du Mexique (GOM) et la mer des Caraïbes (CAR). Le diagramme inférieur montre la même information mesurée comme déviations annuelles (en cm) à partir de la taille moyenne pour chaque zone (1990-2008). La tendance positive indique une augmentation de la taille moyenne par année ; la tendance négative indique une diminution de la taille moyenne par année.

Figure 7. Prise par âge pour l'espardon de l'Atlantique Nord convertie en prise par taille sur la base de la courbe de croissance unisexe de Gompertz.

Figure 8. Différences dans la prise par âge pour l'espardon de l'Atlantique Nord (1978-2005) produite en 2009 à partir de la matrice élaborée en 2006. Ces différences proviennent des actualisations des données de prise par taille depuis l'évaluation antérieure. Les valeurs négatives apparaissent dans le diagramme à bulles (panneau inférieur) comme sphères non colorées.

Figure 9. SWO du Nord : Diagramme en mosaïques montrant une comparaison de la fraction d'échantillonnage lorsque toutes les observations palangrières des Etats-Unis sont utilisées (A) par rapport à une fraction d'échantillonnage après le filtrage des données des Etats-Unis (B). L'axe des abscisses indique l'année à partir des années 1970 à 2008. L'axe des ordonnées montre la fraction d'échantillonnage de 0-100%. Les échantillons des Etats-Unis (monofilament) sont illustrés en rose, UE-Espagne (multifilament) en turquoise, UE-Espagne (monofilament) en brun clair, Japon (peu profond) en orange, Japon (profond) en bleu, Canada (multifilament) en vert, Canada (monofilament) en rouge.

Figure 10. Panneau supérieur : Indices d'abondance combinés de la biomasse utilisés pour les sorties des modèles ASPIC et BSP pour l'espardon de l'Atlantique Nord. L'indice de base (bleu) a été construit avec les données sélectionnées des palangriers pélagiques des Etats-Unis. L'indice de sensibilité (rouge) contient toutes les données palangrières pélagiques des Etats-Unis. Les lignes bleues en pointillés représentent les intervalles de confiance supérieurs et inférieurs de 80% de l'indice de base. Panneau inférieur : expansion détaillée de la période temporelle récente (1990-2008).

Figure 11. Espardon du Nord : indices "unisexes" spécifiques de l'âge disponibles pour le modèle de VPA. L'indice d'âge 0 n'a pas été utilisé étant donné que la VPA a été réalisée sur les âges 1-5+.

Figure 12. Schémas des taux de capture standardisés dans le temps pour l'espardon de l'Atlantique Sud représentés par deux pêcheries de prises accessoires (les séries de CPUE sont ajustées à leur moyenne pour les années chevauchantes).

Figure 13. Schémas des taux de capture standardisés dans le temps pour l'espadon de l'Atlantique Sud représentés par trois pêcheries dirigées (les séries de CPUE sont ajustées à leur moyenne pour les années chevauchantes).

Figure 14. Données sur l'espadon de l'Atlantique Nord en tant que valeur d'entrée dans ASPIC.

Figure 15. Biomasse absolue et relative et mortalité par pêche estimées par le cas de base d'ASPIC pour l'espadon de l'Atlantique Nord.

Figure 16. Comparaison des prises et du TAC de l'espadon de l'Atlantique Nord au cours de la période récente.

Figure 17. Ajustement des indices d'abondance du cas de base d'ASPIC pour l'espadon de l'Atlantique Nord.

Figure 18. Estimations rétrospectives des niveaux de référence avec des intervalles de confiance de 80% obtenues du scénario de sensibilité du cas de base du modèle ASPIC pour l'espadon de l'Atlantique Nord.

Figure 19. Scénario de sensibilité: biomasse relative et mortalité par pêche de l'espadon de l'Atlantique Nord estimées par le scénario de sensibilité d'ASPIC en utilisant un indice combiné de l'abondance de la biomasse qui a inclus toutes les observations des pêcheries pélagiques des Etats-Unis.

Figure 20. Scénario de sensibilité : comparaison des tendances de la biomasse et de la mortalité par pêche relatives pour l'espadon de l'Atlantique Nord estimées par le cas de base (ligne continue) avec un scénario de sensibilité (ligne discontinue) qui incluait toutes les observations des pêcheries pélagiques des Etats-Unis.

Figure 21. Histogrammes et distribution des fréquences cumulées de B_{2009}/B_{PME} et F_{2008}/F_{PME} estimées pour le cas de base de 2009 pour l'espadon de l'Atlantique Nord. La zone ombrée en jaune contient l'estimation au point de référence d'un (B_{PME} , F_{PME}).

Figure 22. Espadon du Nord : Figure récapitulative de l'état actuel du stock d'espadon de l'Atlantique Nord qui inclut différentes représentations des résultats par bootstrap du cas de base du modèle d'ASPIC : pourcentage, diagrammes de phase (le point rouge correspond au résultat déterministe) et trajectoires de l'état des stocks pour la période 1950-2008.

Figure 23. Espadon du Nord : Comparaison des estimations par bootstrap de la sortie du cas de base d'ASPIC (ligne continue) avec la distribution a posteriori à partir du modèle de production bayésienne (BPM, ligne discontinue) des estimations de paramètres pour le stock d'espadon du Nord.

Figure 24. Espadon du Nord : Ajustement de la CPUE pour le modèle de production bayésienne (BPM) pour le stock d'espadon de l'Atlantique Nord.

Figure 25. Espadon du Nord : Comparaison des tendances de la biomasse et des ratios de F à partir du cas de base du modèle d'ASPIC de 2006 et 2009.

Figure 26. Estimations du recrutement et de la ponte en milieu d'année de l'espadon de l'Atlantique Nord du cas de base de la VPA.

Figure 27. Espadon du Nord : Estimations du taux de mortalité par pêche et de l'abondance de l'espadon de l'Atlantique Nord d'âges 1-5+ à partir du cas de base de la VPA.

Figure 28. Espadon du Nord : Valeurs prédites par opposition à valeurs observées des indices (divisées par leurs moyennes respectives des séries) sur l'échelle logarithmique. Les carrés, triangles, cercles et losanges représentent les indices de l'Espagne, du Canada, du Japon et des Etats-Unis.

Figure 29. Espadon du Sud : Indices d'abondance observés (ligne bleue) et indice estimé (ligne rouge) par le modèle de production excédentaire (ASPIC) pour l'espadon de l'Atlantique Sud.

Figure 30. Trajectoires de la biomasse relative (B/B_{PME}) et de la mortalité par pêche relative (F/F_{PME}) estimées par ASPIC pour le cas de base pour l'espadon de l'Atlantique Sud.

Figure 31. Scénarios de sensibilité pour l'espadon du Sud : Trajectoires de la mortalité par pêche relative (F/F_{PME}) (panneau supérieur) et de la biomasse relative (B/B_{PME}) (panneau inférieur) estimées par ASPIC pour chaque scénario de flottille individuelle pour l'espadon de l'Atlantique Sud. Il convient de noter qu'aucune trajectoire n'a été tracée pour la flottille du Taïpei chinois étant donné que le modèle n'a pas convergé.

Figure 32. Espadon du Sud : Trajectoires de la mortalité par pêche relative (F/F_{PME}) (panneau inférieur) et de la biomasse relative (B/B_{PME}) (panneau supérieur) estimées par 500 bootstraps du cas de base pour l'espadon de l'Atlantique Sud. Les lignes en pointillés correspondent à l'intervalle de confiance de 80%.

Figure 33. Distribution des fréquences de taille de 500 bootstraps de la biomasse du stock (panneau supérieur) et de la mortalité par pêche F (panneau inférieur) pour le cas de base de l'espadon de l'Atlantique Sud.

Figure 34. Espadon du Sud : Diagramme de phase des résultats déterministes pour l'année terminale pour le cas de base et chacun des scénarios avec des flottilles individuelles pour l'espadon de l'Atlantique Sud. La flèche au coin supérieur gauche indique que les valeurs de B_{2009}/B_{PME} et F_{2008}/F_{PME} pour le Japon et le Taïpei chinois sont bien plus élevées que la gamme couverte par le diagramme.

Figure 35. Espadon du Sud : Valeurs relatives pour les priors et les distributions a posteriori (rangée inférieure) pour le modèle uniquement de capture ajusté aux données de capture de 1950 à 2009 pour l'espadon de l'Atlantique Sud. Les priors (boîtes en pointillés) et les distributions a posteriori (boîtes en ligne continue) ont été relativisés afin de se trouver à la même échelle. Les boîtes en pointillés pour les paramètres de gestion sont les priors postulés qui ont été obtenus en ne lançant le modèle qu'avec des priors.

Figure 36. Espadon du Sud : Distributions a posteriori pour la PME d'après le modèle uniquement de capture ajusté aux données de capture de 1950 à 2009 pour l'espadon du Sud. Les scénarios 1 et 2 se réfèrent aux analyses réalisées avec différents postulats pour r , le taux intrinsèque d'augmentation de la population.

Figure 37. Espadon du Sud : Trajectoires de F à partir du modèle uniquement de capture pour l'espadon du Sud ; les lignes sont des centiles de 10%, 25%, 50%, 75% et 90% de la distribution a posteriori, et effort palangrier total pour l'Atlantique Sud (pointillés).

Figure 38. Espadon du Sud : Trajectoires pour le ratio de biomasse sur B_{PME} à partir du modèle uniquement de capture pour l'espadon du Sud ; les lignes représentent des centiles de 10%, 25%, 50%, 75% et 90% de la distribution a posteriori.

Figure 39. Espadon du Sud : Figure récapitulative de l'état actuel du stock d'espadon de l'Atlantique Sud qui inclut le niveau d'incertitude planant sur la connaissance de l'état du stock. Conditionné uniquement par les captures, le modèle a estimé une probabilité de 0,77 que le stock n'est pas surpêché et qu'il ne subit pas actuellement une surpêche.

Figure 40. Espadon du Nord : Projections de la médiane de la biomasse du stock et de F relatives à partir du cas de base du modèle ASPIC selon différents scénarios de prise constante (10/15.000 t) pour le stock d'espadon de l'Atlantique Nord. Pour 2009, on a postulé une capture égale aux captures moyennes de 2006-08 (11.515 t).

Figure 41. Espadon du Nord : Contours de probabilité de $B \geq B_{PME}$ et $F \leq F_{PME}$ pour les scénarios de prise constante indiqués dans le temps. Les zones rouges représentent des probabilités de moins de 50% ; les zones jaunes de 50-75% et les zones vertes de plus de 75%. Les contours de probabilité de 90^{ème}, 75^{ème}, 60^{ème} et 50^{ème} sont également illustrés.

Figure 42. Espadon du Sud : Biomasse projetée pour différents niveaux de capture.

Figure 43. Espadon du Sud : Contours de probabilité de $B > B_{PME}$ et $F < F_{PME}$ pour les scénarios de prise constante indiqués dans le temps. Les zones jaunes représentent des probabilités entre 50 et 75% et les vertes de plus de 75%. Les contours de probabilité de 90^{ème} et 75^{ème} sont également illustrés. Il n'y a pas eu de probabilité inférieure à 50%.

Figure 44. Diagrammes de Kobe pour l'espadon de l'Atlantique Nord montrant la probabilité de se trouver dans un des quadrants du diagramme de Kobe. Les colonnes correspondent à des scénarios (faibles, 09 et élevés) et les rangées au TAC (10.000, 11.000, 12.000, 13.000, 14.000 et 15.000 tonnes).

Figure 45. Diagrammes de Kobe pour l'espadon de l'Atlantique Nord illustrant la médiane des trajectoires historiques du stock (ligne noire) et des trajectoires projetées (ligne grise); les points correspondent à des réalisations individuelles en 2019. Les colonnes correspondent à des scénarios (faibles, 09 et élevés) et les rangées au TAC (10.000, 11.000, 12.000, 13.000, 14.000 et 15.000 tonnes).

FIGURAS

Figura 1. Captura total (Tarea I) y TAC de pez espada del Atlántico por stock.

Figura 2. Distribución geográfica de pez espada del Atlántico (1950-2007) por artes principales (a) y décadas (b).

Figura 3. Captura de pez espada del Atlántico por pabellón.

Figura 4. Captura por talla para el pez espada del Atlántico norte (1978-2008).

Figura 5. Captura por talla para el pez espada del Atlántico sur (1978-2008).

Figura 6. Pez espada del Norte: Tendencias anuales de la talla media del pez espada desembarcada medida por los observadores científicos a bordo de la flota de palangre pelágico estadounidenses, por zonas geográficas, en el Atlántico noroccidental (FEC, MAB, NCA, NEC, NED, SAB, SAR), el Golfo de México (GOM) y el mar Caribe (CAR). El gráfico inferior muestra la misma información medida como desviaciones anuales (en cm) para la talla media para cada zona (1990-2008). Las tendencias positivas indican el incremento en la talla media por año, las tendencias negativas indican un descenso en la talla media por año.

Figura 7. Captura por edad para el pez espada del Atlántico norte convertida a partir de la captura por talla basándose en la curva de crecimiento Gompertz unisex.

Figura 8. Diferencias en la captura por edad para el pez espada del Atlántico norte (1978-2005) producidas en 2009 a partir de la matriz de 2006. Estas diferencias son los resultados de las actualizaciones de los datos de captura por talla desde la evaluación anterior. Los valores negativos se muestran en el gráfico de burbujas (inferior) como esferas sin colorear.

Figura 9. Pez espada del Norte: Gráfico de mosaico que muestra la comparación de la fracción de muestreo cuando se utilizan todas las observaciones de palangre estadounidense: (A) con una fracción de muestreo tras filtrar los datos estadounidenses; (B) El eje x muestra el año desde los años setenta hasta 2008. El eje Y muestra la fracción de muestreo desde 0 a 100%. Las muestras estadounidenses (monofilamento) aparecen en rosa, UE-España (multifilamento) en verde azulado, UE-España (monofilamento) en marrón, Japón (superficie) en naranja, Japón (profundidad) en azul, Canadá (multifilamento) en verde, Canadá (monofilamento) en rojo.

Figura 10. Panel superior: índices de abundancia de biomasa combinados utilizados para los modelos ASPIC y BSP para el pez espada del Atlántico norte. El índice de base (azul) se obtuvo a partir de datos seleccionados del palangre pelágico estadounidenses. El índice de sensibilidad (rojo) incluye todos los datos de palangre pelágico estadounidense. Las líneas azules punteadas son los intervalos de confianza del 80% superiores e inferiores del índice de base. Panel inferior: expansión detallada del periodo reciente (1990-2008).

Figura 11. Pez espada del Norte: índices "unisex" específicos de la edad disponibles para el modelo VPA. No se utilizó el índice de edad cero, ya que el VPA se realizó en edades 1-5+.

Figura 12. Patrones en las tasas de captura estandarizadas en el tiempo para el pez espada del Atlántico sur procedentes de dos pesquerías de captura fortuita (las series de CPUE se han escalado a la media para los años de solapamiento).

Figura 13. Patrones en las tasas de captura estandarizadas en el tiempo para el pez espada del Atlántico sur procedentes de tres pesquerías dirigidas (las series de CPUE se han escalado a la media para los años de solapamiento).

Figura 14. Datos de pez espada del Atlántico norte utilizados como valores de entrada en ASPIC.

Figura 15. Biomasa relativa y absoluta y mortalidad por pesca de pez espada del Atlántico norte estimadas mediante el caso base ASPIC.

Figura 16. Comparación de las capturas y el TAC del pez espada del Atlántico norte en el periodo reciente.

Figura 17. Ajuste de los índices de abundancia del caso base ASPIC para el pez espada del Atlántico norte.

Figura 18. Estimaciones retrospectivas de niveles de referencia, con intervalos de confianza del 80%, obtenidas del ensayo de sensibilidad del caso base ASPIC para el pez espada del Atlántico norte.

Figura 19. Ensayo de sensibilidad: biomasa y mortalidad por pesca relativas del pez espada del Atlántico norte estimadas mediante el ensayo de sensibilidad de ASPIC utilizando el índice de abundancia de biomasa combinado que incluía todas las observaciones de las pesquerías pelágicas estadounidenses.

Figura 20 Ensayo de sensibilidad: comparación de las tendencias de la biomasa y la mortalidad por pesca relativas del pez espada del Atlántico norte estimadas mediante el caso base (línea continua) y un ensayo de sensibilidad (línea punteada) que incluía todas las observaciones de las pesquerías pelágicas estadounidenses.

Figura 21. Histogramas y distribuciones de frecuencia acumuladas de B_{2009}/B_{RMS} and F_{2008}/F_{RMS} estimadas a partir del caso base 2009 del pez espada del Atlántico norte. La zona sombreada en amarillo incluye la estimación en el punto de referencia de uno (B_{RMS} , F_{RMS}).

Figura 22. Pez espada del Atlántico norte: Resumen de la situación actual del stock de pez espada del Atlántico norte que incluye diferentes representaciones de los resultados de bootstrap del caso base de ASPIC: porcentaje, diagramas de fase (el punto rojo corresponde al resultado determinista) y trayectorias de la situación del stock para el periodo 1950-2008.

Figura 23. Pez espada del Atlántico norte: Comparación de las estimaciones de bootstrap del ensayo del caso base ASPIC (línea continua) con la distribución posterior del modelo de producción bayesiano (BPM, línea punteada) para las estimaciones de niveles de referencia para el pez espada del Atlántico norte.

Figura 24. Pez espada del Atlántico norte: Ajuste de la CPUE para el modelo de producción bayesiano (BPM) para el stock de pez espada del Atlántico norte.

Figura 25. Pez espada del Atlántico norte: Comparación de las tendencias de ratios de F y la biomasa a partir de del caso base ASPIC de 2006 y 2009.

Figura 26. Estimaciones del desove a medidos de años y del reclutamiento del caso base VPA para el pez espada del Atlántico norte.

Figura 27. Pez espada del Atlántico norte: Estimaciones de tasa de mortalidad por pesca y abundancia de pez espada del Atlántico norte de edades 1-5+ obtenidas del caso base VPA.

Figura 28. Pez espada del Atlántico norte: Valores observados frente a valores predichos de los índices (divididos por sus respectivas medias de las series) en escala logarítmica. Cuadrados, triángulos, círculos y rombos representan los índices de UE-España, Canadá, Japón y Estados Unidos.

Figura 29. Pez espada del Atlántico sur: índices de abundancia observados (línea azul) e índice estimado (línea roja) mediante el modelo de producción excedente (ASPIC) para el pez espada del Atlántico sur.

Figura 30. Trayectorias de la biomasa relativa (B/B_{RMS}) y mortalidad por pesca relativa (F/F_{RMS}) estimadas por ASPIC para el caso base para el pez espada del Atlántico sur.

Figura 31. Ensayos de sensibilidad para el pez espada del Atlántico sur: trayectorias de mortalidad por pesca relativa (F/F_{RMS}) (panel superior) y de la biomasa relativa (B/B_{RMS}) (panel inferior) estimadas mediante ASPIC para cada ensayo para las flotas a nivel individual para el pez espada del Atlántico sur. Constatéese que no se han trazado las trayectorias para la flota de Taipei Chino ya que el modelo no convergía.

Figura 32. Pez espada del Atlántico sur: Trayectorias de la biomasa relativa (B/B_{RMS}) (panel superior) y mortalidad por pesca relativa (F/F_{RMS}) (panel inferior) estimadas mediante 500 bootstraps del caso base para el pez espada del Atlántico sur. Las líneas punteadas se corresponden con intervalos de confianza del 80%.

Figura 33. Distribución de frecuencias de talla de 500 bootstrap de biomasa del stock (panel superior) y mortalidad por pesca F (panel inferior) para el caso base del pez espada del Atlántico sur.

Figura 34. Pez espada del Atlántico sur: diagrama de fase de los resultados deterministas para el año terminal para el caso base y cada uno de los ensayos en flotas individuales para el pez espada del Atlántico sur. La flecha en la esquina superior izquierda indica que los valores de B_{2009}/B_{RMS} y F_{2008}/F_{RMS} para Japón y Taipei Chino son muy superiores a la gama cubierta por el gráfico.

Figura 35. Pez espada del Atlántico sur: Valores relativos para las distribuciones previas y posteriores (hilera inferior) para el Modelo sólo con capturas, ajustado a los datos de captura de 1950 a 2009 para el pez espada del Sur. Las distribuciones previas (cuadros punteados) y posteriores (cuadros lisos) se relativizaron para colocarlos en la misma escala. Los cuadros punteados para los niveles de referencia de ordenación son las distribuciones previas supuestas obtenidas desarrollando el modelo sólo con las distribuciones previas.

Figura 36. Pez espada del Atlántico sur: Distribuciones posteriores para RMS del modelo sólo con capturas ajustado a los datos de captura de 1950 a 2009 para el pez espada del Sur. Los ensayos 1 y 2 se refieren a los análisis realizados con diferentes supuestos para r , la tasa intrínseca de incremento de la población.

Figura 37. Pez espada del Atlántico sur: trayectorias para F a partir del modelo sólo con capturas para el pez espada del Atlántico sur, las líneas representan los percentiles 10%, 25%, 50%, 75% y 90% de la distribución posterior y los puntos el esfuerzo de palangre total para el Atlántico sur.

Figura 38. Pez espada del Atlántico sur: trayectorias para la ratio de biomasa superior a B_{RMS} obtenidas en el modelo sólo con capturas para el pez espada del Atlántico sur. Las líneas representan los percentiles 10%, 25%, 50%, 75% y 90% de la distribución posterior.

Figura 39. Pez espada del Atlántico sur: Resumen de la situación actual del stock de pez espada del Atlántico sur que incluye el nivel de incertidumbre en los conocimientos sobre el estado del stock. Condicionado sólo por las capturas, el modelo estimó una probabilidad del 0,77 de que el stock no esté sobrepescado ni experimentando sobrepesca.

Figura 40. Pez espada del Atlántico norte: Proyecciones de la mediana de la biomasa y de F relativas del stock, a partir del caso base ASPIC con diferentes escenarios de captura constante (10.000/15.000 t), para el stock de pez espada del Atlántico norte. Para 2009, se asumieron capturas iguales al promedio de capturas de 2006-2008 (11.515 t).

Figura 41. Pez espada del Atlántico norte: contornos de probabilidad de $B \geq B_{RMS}$ y $F \leq F_{RMS}$ para los escenarios de captura constante indicados a lo largo del tiempo. Las zonas rojas representan probabilidades inferiores al 50%, las amarillas entre el 50 y el 70% y las verdes por encima del 75%. Se representan también los contornos de probabilidad del 90, 75, 60 y 50.

Figura 42. Pez espada del Atlántico sur: Biomasa proyectada para diferentes niveles de captura.

Figura 43. Pez espada del Atlántico Sur: Contornos de probabilidad de $B > B_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$ para los escenarios de captura constante indicados a lo largo del tiempo. Las zonas amarillas representan probabilidades entre el 50 y 75% y la verde por encima del 75%. Se representan también los contornos de probabilidad del 90 y 75. No hubo probabilidades inferiores al 50%.

Figura 44. Gráficos de Kobe para el pez espada del Atlántico norte que muestran la probabilidad de estar en uno de los cuadrantes del gráfico de Kobe. Las columnas corresponden a los escenarios (bajo, 09 y alto) y las hileras al TAC (10.000, 11.000, 12.000, 13.000, 14.000 y 15.000 t).

Figura 45. Gráficos de Kobe para el pez espada del Atlántico norte que muestran la mediana histórica del stock (línea negra) y la trayectoria proyectada (línea gris), los puntos corresponden a constataciones en 2019. Las columnas corresponden a los escenarios (bajo, 09 y alto) y las hileras al TAC (10.000, 11.000, 12.000, 13.000, 14.000 y 15.000 t).

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour.

Appendice 2. Plan de travail sur l'espadon de l'Atlantique.

Appendice 3. Liste des participants.

Appendice 4. Liste des documents.

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día.

Apéndice 2. Plan de trabajo para el pez espada del Atlántico

Apéndice 3. Lista de participantes.

Apéndice 4. Lista de documentos.

Table 2. Comparison of the Task I reports with the data recorded in the swordfish statistical documentation data held at the ICCAT Secretariat. The statistical documentation data were converted to estimated whole weight using conversions indicated in **Table 3**.

Flag of Landed SWO	t1					Statistical Documentation Data																
	T1					Imported from Flag Indicated					Reexported					Discrepancy (t)						
	2003	2004	2005	2006	2007	2003	2004	2005	2006	2007	2004	2005	2006									
Philippines	52.1	5.5	5.5	12.0		33.8	41.1	1.3	11.3	50.1				-83.3%	100.0%	62.5	Imports from Exceed T1					
Côte D'Ivoire	43.0	28.6	31.0	39.5	17.4			74.0	169.2	10.8				-59.3%	100.0%	94.5						
Venezuela	44.7	53.4	54.6	21.6	30.3			230.7	56.8	5.7				-43.3%	100.0%	88.6						
Korea Rep.	24.0	70.0	87.0	159.0		82.2	30.9		99.9	195.7				-20.2%	100.0%	68.6						
Bolivia	No Task I					16.7								0.0%	0.0%	16.7	No Task I, but Imports from					
Costa Rica																			0.0%	0.0%	0.5	
Ecuador																			0.0%	0.0%	19.9	
Honduras																			0.0%	0.0%	59.2	
Indonesia																359.2			0.0%	0.0%	359.2	
Israel											0.2								0.0%	0.0%	0.2	
New Zealand											0.9								0.0%	0.0%	0.9	
Panama																			0.0%	0.0%	6.4	
Seychelles																			0.0%	0.0%	32.6	
(unknown)																0.1			0.0%	0.0%	57.9	
China P.R.	669.1	333.6	199.2	372.0	558.0	22.8	30.5	268.7	684.0	920.8		5.5		9.6%	99.7%							
Angola			3.0				2.1							28.5%	100.0%							
Namibia	191.5	549.2	831.6	1118.0	1037.6			90.3	1372.8	1150.0				29.9%	100.0%							
St. Vincent and Grenadines	7.1	7.1	7.1		61.6					32.3				61.1%	100.0%							
Maroc	3629.0	3588.0	2857.0	2399.0	1959.0			1118.2	2290.2	1709.2				64.5%	100.0%							
Canada	1284.9	1203.3	1557.9	1403.6	1348.2			1221.2	603.4	580.9				64.6%	100.0%							
Chinese Taipei	1511.0	775.0	884.0	549.0	774.0	231.2	517.7	233.0	478.2	97.7		6.2		65.3%	99.9%							
Uruguay	850.0	1105.0	843.0	619.9	463.9	4.8		405.3	412.7	161.7				74.6%	100.0%							
Senegal		107.7	107.7		38.0			39.2	9.6	11.5				76.2%	100.0%							
Trinidad and Tobago	77.7	82.7	90.8	19.3	28.5			57.2	12.9	0.3				76.5%	100.0%							
Brasil	2920.0	2998.1	3785.5	4430.2	4152.5			1010.5	1855.7	694.8				80.5%	100.0%							
Libya	10.1	2.4		15.9					4.8					82.9%	100.0%							
Grenada	88.0	73.1	55.5	30.3	26.5			14.4						94.7%	100.0%							
South Africa	293.0	294.5	199.3	185.6	206.8	20.2	0.6	0.3	2.5	14.2				96.8%	100.0%							
Tunisie	287.6	791.0	791.0	949.0	1024.0			25.9	27.5	23.6				98.0%	100.0%							
Algerie	665.0	564.0	635.0	702.0	601.2			10.5	24.4					98.9%	100.0%							
EC.España	10338.3	11810.3	11832.9	12210.3	12544.4	114.9	18.3		0.5	149.5				99.5%	100.0%							
Barbados	10.0	10.0	10.0	39.4	26.6				0.2					99.8%	100.0%							
Turkey	350.0	386.0	425.0	410.0	423.0			3.0						99.9%	100.0%							
Mexico	32.0	44.0	41.4	31.4	34.6					0.1				99.9%	100.0%							
Ghana	734.3	342.6	54.7	31.9						0.6				99.9%	100.0%							
Argentina	7.7	0.1				No Trade Data								100.0%	100.0%		No Exports Indicated					
Belize					128.5									100.0%	100.0%							
Cuba	2.5	3.3	2.3	1.5										100.0%	100.0%							
Dominica		0.1	0.2	0.4	0.3									100.0%	100.0%							
EC.Cyprus	47.4	49.1	52.8	42.7	67.4									100.0%	100.0%							
EC.France	169.0	120.7	177.8	92.3	60.1									100.0%	100.0%							
EC.Greece	1230.0	1120.3	1310.7	1358.3	1887.5									100.0%	100.0%							
EC.Ireland	12.0	1.5	1.3	2.6	1.8									100.0%	100.0%							
EC.Italy	8395.1	6942.4	7459.9	7626.4	6518.3									100.0%	100.0%							
EC.Malta	162.5	195.3	362.1	239.2	213.5									100.0%	100.0%							
EC.Portugal	1386.5	1785.1	1406.9	1404.1	1206.3									100.0%	100.0%							
EC.United Kingdom				49.0	0.2									100.0%	100.0%							
FR.St Pierre et Miquelon	2.8	35.7	48.4											100.0%	100.0%							
Gabon	8.6													100.0%	100.0%							
Japan	924.1	1263.0	1188.7	1812.5	3263.8									100.0%	100.0%							
Russian Federation			1.0											100.0%	100.0%							
S. Tomé e Príncipe	119.5	125.9	146.6	138.3										100.0%	100.0%							
Sta. Lucia	0.2	1.6	2.6	0.1	0.4									100.0%	100.0%							
U.S.A.	2533.5	2394.7	2160.5	1873.1	2453.9									100.0%	100.0%							
UK.Bermuda	0.5	0.5	0.5		3.1									100.0%	100.0%							
UK.British Virgin Islands		4.2	4.2	7.0					100.0%	100.0%												
UK.Turks and Caicos					0.2				100.0%	100.0%												
Vanuatu		34.6	40.5	39.9					100.0%	100.0%												
Totals classified as Convention Area	39114.2	39303.2	39756.7	40436.1	41161.3	510.8	641.2	4840.2	8219.9	5863.9	0.1	370.9	0.0	90.0%	99.8%		~10% of Atlantic&Med Landings Enter International Trade					

Unknown Area of fishing																
Australia	109.9	55.5	10.9									0.0%	0.0%	176.3		
Brasil			17.8	5.1								0.0%	0.0%	22.9		
Canada			3.2									0.0%	0.0%	3.2		
Chile			27.2		411.6							0.0%	0.0%	438.8		
China P.R.					667.0	29.3	14.2					0.0%	0.0%	667.0		
Chinese Taipei			56.8		359.0	7171.4	6850.3					0.0%	0.0%	14021.7		
Ecuador			0.9		0.5							0.0%	0.0%	1.3		
Egypt			0.5		0.5							0.0%	0.0%	1.0		
Fiji Islands					0.9					0.7		0.0%	0.0%	0.9		
Ghana			0.1		8.0							0.0%	0.0%	8.1		
Indonesia			27.1	0.9		758.0	938.2	3.7				0.0%	0.0%	1699.9		
Japan								197.3				0.0%	0.0%	197.3		
Korea Rep.					24.5							0.0%	0.0%	24.5		
Malaysia					314.4					0.3		0.0%	0.0%	314.4		
Maldives			0.1					7.5				0.0%	0.0%	7.5		
Namibia			34.9		68.8							0.0%	0.0%	103.7		
New Zealand			6.5									0.0%	0.0%	6.5		
Panama										9.0		0.0%	0.0%	9.0		
Perú					1.7							0.0%	0.0%	1.7		
Philippines					1.6							0.0%	0.0%	1.6		
Senegal			99.2		1.0							0.0%	0.0%	100.2		
Seychelles						49.9	321.4					0.0%	0.0%	371.3		
Singapore					173.6	1273.0						0.0%	0.0%	1446.6		
South Africa					0.4	0.8						0.0%	0.0%	1.2		
Sri Lanka			10.1		12.1					0.9		0.0%	0.0%	22.2		
Thailand					54.7							0.0%	0.0%	54.7		
Tunisie			4.9		22.6							0.0%	0.0%	27.5		
Uruguay										0.7		0.0%	0.0%	0.7		
Venezuela					17.7							0.0%	0.0%	17.7		
Viet Nam			40.2		546.3							0.0%	0.0%	586.6		
(unknown)			13.8	12.4	12.1					0.2		0.0%	0.0%	38.3		
Overall Total	39114.2	39303.2	39756.7	40436.1	41161.3	620.7	696.7	5194.5	8429.9	9645.0	8008.7	8699.8	19.1	87.7%	91.6%	21242.2

Table 3. Conversion factors applied to scale the swordfish product weight back to round weight.

	Prod Shape	Frequency	Factor
Dressed weight	DR	184	1.3
Fillet	FL	39	1.67
Gilled & gutted	GG	152	1.15
Headless	HD	2	1.15
Head & gutted	HG	4	1.3
Kebobs	KB	1	10
Loins	LO	7	1.67
Other	OT	82	2
Rounded weight	RD	46	1
Steak	ST	12	10
Unknown	UN	70	1.3

Table 4. Northern (a) and southern (b) Atlantic swordfish catch at size in number of fish.

a)

ATN																															
LiScm																															
	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
5																		9													
10																	12				11			13							
20									0												15										
25														18	107	8															
30													13	107			22														
35																		1			4	25	25								
40										6		3		27		43	40			9				25	4		2				
45								2	12	1		0	0	32	38	75	22	22	22	50	21										
50					18		5	8	140	7			2	56	66	92	22	22					25	15					1		
55					0	21		15	8	2	33			0	20	197	92	105	353	299	43	2			7	27	10		24		
60		3	8	2	33	6	26	65	43	10	30	2	25	251	433	692	393	197	177	195	502	219	490	66	406	21		40	7	7	6
65		30	42	18	70	65	74	54	109	39	147	143	105	425	757	1237	594	998	1745	1587	774	643	728	35	52	3	2	1	45	5	10
70	2	57	233	56	209	89	227	183	238	297	596	253	355	693	1272	978	1250	1978	3597	3733	726	1316	2004	144	611	26	18	50	47	36	14
75	100	200	456	436	458	423	590	504	1105	905	1685	741	973	1135	1208	2351	3184	2434	4218	4184	1282	2797	1731	324	1476	139	53	174	34	54	75
80	431	359	649	651	867	732	988	1041	2903	3389	4550	1638	3009	1653	3799	4503	4060	3274	6855	5837	3336	3507	4219	1795	4090	906	1710	2915	4750	1644	2515
85	186	593	1054	1016	1120	1563	1923	1844	6030	9301	10302	4258	6636	2697	2954	4023	6151	6280	11249	10624	3070	2595	2977	3628	2381	1573	1414	4251	1080	800	1328
90	671	747	1994	1628	1720	2216	2396	2501	5187	9427	10540	5597	7106	3685	4421	5784	6947	4901	10319	9799	5243	5329	7590	4328	2027	2464	3287	6500	4365	3462	1510
95	767	1357	2734	2348	1774	3269	2915	3065	5792	10813	12093	8081	7425	6518	5273	8971	8349	7257	11351	14080	8890	10215	10377	7184	5675	4561	7520	7051	4087	8185	3853
100	839	1807	4797	2921	4025	4656	5298	5983	8903	12346	21211	15266	9460	8901	8583	11861	13046	11480	10630	13254	8733	8238	7134	4695	4533	4595	3712	4055	4720	6342	2532
105	1991	3109	6674	3698	6418	7962	7663	9326	13094	19501	22900	21686	13108	10884	9436	15172	13301	13604	10377	13453	11432	11235	8388	4988	5478	5506	5024	5080	8156	9525	4917
110	1855	2855	6485	3560	5136	8194	7265	9331	12705	17961	21794	19408	13492	10884	12294	16193	15392	14015	12581	14884	12598	10931	12517	8888	8071	8328	9473	10263	11068	10395	11617
115	2156	4212	7643	4948	6196	11470	9207	10287	17193	21036	31624	24353	20008	13381	14139	17929	21356	19271	18833	16482	19499	15984	18012	11925	12151	14441	14218	15160	16585	18425	16163
120	3366	5797	9077	7154	6986	10834	10962	12399	21115	24451	26090	24328	24300	15964	18276	20891	23534	23595	20996	19501	25545	21790	22943	17086	17463	19689	19521	22619	23562	25007	22515
125	3859	6224	9487	8477	6570	11463	10809	12504	20854	23921	26388	22827	24760	16926	19812	21923	22635	26217	22931	19116	25207	21972	20735	18617	15657	20736	19111	20996	23377	24964	23624
130	4199	5759	10621	8058	7276	11414	11815	13152	19824	25015	32305	24722	26591	20277	22522	25179	25295	32270	27278	19911	25541	24758	25438	20737	18659	23437	23305	23161	25075	26510	22548
135	5486	6889	12016	9444	9701	12031	12949	15014	20801	26014	27217	24185	24596	21841	22154	24593	22915	28769	25403	18055	22553	21027	18050	15743	14719	19453	21052	20598	21039	22127	19413
140	7136	6960	11543	10205	10155	12535	13807	16416	21753	26957	28585	23272	24573	22893	22363	26129	21999	25914	24479	18331	19847	22038	20994	17513	16331	20208	19187	19883	20994	19818	16116
145	8666	7839	11976	10091	11448	13080	13675	16130	21337	24880	25752	22182	22351	22061	20144	22471	19914	24893	22453	16068	16042	17594	16927	13748	13547	17011	17124	16523	15398	17405	14396
150	8219	8736	10702	9470	10454	13735	13977	16943	21165	25872	24783	21875	20096	28898	20973	23281	19414	22853	22147	15741	15700	17473	16393	13625	14253	18039	17363	17754	14517	16020	13470
155	10027	8751	12008	9819	11764	15838	14653	17476	22499	25243	23196	21108	19699	21881	19535	20417	18324	21201	19994	14699	14249	14163	13358	10747	10839	14079	14334	14350	12135	12949	11081
160	9691	8892	11950	9925	11792	15056	14010	16977	21080	23355	19388	17917	17245	17757	17525	17684	16528	18936	18523	13353	12056	11936	12547	10172	10492	12445	13446	13804	11665	11814	9291
165	11162	8619	10678	9080	11763	12985	12147	15007	18961	20727	18745	15968	14667	13800	14417	15468	14203	16142	14499	10979	10176	9721	9692	8309	7895	10173	11734	10600	9222	9511	8825
170	10218	10642	12042	10394	13162	15655	13033	14373	18094	20219	14722	15070	13648	12935	14794	13851	12087	12656	12601	10062	9084	8014	7828	7451	7661	8254	9588	10137	8236	8957	6645
175	9028	8905	10063	9047	11233	12118	11100	11826	14922	16283	18953	16038	10968	10409	10577	11578	10735	10638	9879	7653	6963	6550	6842	6058	6328	7571	8635	8080	6205	7017	5608
180	8719	8084	9459	8123	11224	12124	9168	10116	12834	12452	11775	10217	9722	9457	10308	9713	9027	9482	8069	7014	5896	4986	5576	5619	5097	5688	6212	6886	5798	6267	5287
185	9603	8293	9268	6827	8803	10334	8418	9200	10891	11559	8627	8211	7647	7277	8176	9390	7478	7723	5886	6027	5035	4367	4365	4384	3802	4582	5331	5381	4059	5158	4126
190	7829	7295	7327	5785	7622	8128	7100	7266	9171	9153	6545	6692	5936	6414	7088	7534	6109	5991	5074	5530	4550	4034	3688	4700	3156	4041	4417	4687	3899	4813	4017
195	6221	6557	6772	5222	5860	6509	5206	5610	6855	6959	6394	5254	4607	4488	4872	5391	5007	4743	3983	3788	3209	2990	3018	3107	2455	3262	3699	4008	3277	3698	3393
200	6050	5859	6519	4806	5267	5612	4553	4681	5941	5855	4419	4202	3875	3756	4372	4176	4128	3854	3711	3248	2542	2273	2690	2251	2276	2465	2864	3032	2481	3098	2797
205	4951	5264	4898	4143	4248	4514	3514	3937	4129	3384	4726	3958	2993	2695	3464	3307	3191	2958	2534	2214	2013	2080	1706	2060	1583	1891	2378	2441	2391	2717	2608
210	4353	4318	4408	3446	4477	3591	2694	3261	3274	3215	3091	2821	2169	2265	2337	2742	2565	2298	2064	1989	1888	1676	1800	1376	1603	1959	2055	1953	2020	2305	2149
215	2497	3609	3161	2743	3497	2765	2226	2573	2861	2226	2126	2011	1836	1614	1848	1922	1897	1935	1633	1290	1245	1374	1175	1111	1339	1481	1772	1431	1700	1493	
220	3398	3355	3173	2357	2599	2157	1616	1966	2473	2179	1776	1714	1471	1348	1797	1723	1573	1700	1187	1481	1086	846	962	1003	1190	1200	1263	1231	1179	1214	1353
225	2182	2619	2028	1742	1760	1577	1316	1239	1726	1771	1253	1387	984	910	1190	1125	1232	1169	1001	1196	819	834	763	774	701	838	986	918	990	852	862
230	1939	2284	1548	1417	1513	1310	1038	986	1304	1080	1020	822	766	700	775	952	858	823	731	739	672	686	669	687	1059	723	654	661	836		

Table 5. Catch at age in number of fish for the northern (a) and southern (b) Atlantic swordfish stocks.

a)

Age	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989
0	863	1213	3381	3173	3911	4324	5600	5237	14572	21887	23983	7912
1	6410	10373	25393	14980	21102	29274	29365	33254	47452	73238	90059	74899
2	19017	27533	45113	34958	33106	54401	51850	58952	93092	111215	136584	112417
3	35775	34465	48645	41292	45152	55854	55566	67316	87277	102234	103170	89690
4	34803	32404	38612	34352	41791	47411	43441	52182	65856	69235	63125	58342
5	65952	66457	67167	54601	67060	68248	55363	59023	72638	72145	60676	57848
Total	162821	172445	228312	183354	212122	259512	241186	275962	380889	449954	477596	401107
Age	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
0	17946	8280	13549	16386	18268	16353	33716	28966	12141	10603	13329	6494
1	48576	42361	41062	62853	65103	52496	57508	68722	50740	44246	45318	30159
2	113629	83003	91759	101923	105546	119985	99396	84019	109937	104332	101889	78279
3	89514	97126	82181	93126	79423	101739	94518	65904	66572	74206	69836	59809
4	49244	51265	53018	52988	47350	53738	51516	39168	35386	33151	33651	29279
5	50557	48011	55231	56982	51628	51934	44833	42880	35390	31456	31979	32597
Total	369466	330047	336799	384258	367318	396245	381486	329658	310166	297994	296003	236617
Age	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008					
0	8037	3872	6427	9652	7612	5970	3520					
1	32505	26994	34672	37524	38186	43732	33157					
2	72141	88883	82956	91338	100826	103884	91412					
3	56012	74067	71881	71590	64930	70217	58013					
4	29757	35775	40019	39033	31579	34018	28657					
5	30443	34012	38479	40283	33873	37743	34780					
Total	228895	263604	274435	289419	277005	295564	249539					

b)

Age	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989
0	58	54	132	474	308	72	1299	826	246	158	3917	3217
1	401	464	933	3542	4117	1964	6847	8161	4679	3205	16822	29765
2	1286	3411	3686	5631	14257	11130	21110	23723	13148	12203	30636	55239
3	1215	7481	8714	6795	20980	16738	30004	27429	17283	15293	58780	83037
4	2082	5690	13098	7498	17898	14846	27661	36632	16437	16607	41042	75467
5	19602	20480	36836	25865	39562	35575	52039	53861	37969	40177	64716	77701
total	24645	37581	63402	49808	97121	80327	138959	150630	89763	87644	215913	324426
Age	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
0	2573	1990	2694	4474	5174	6553	2046	1752	1955	2132	6975	2403
1	11429	10254	9299	14087	19674	26134	17748	22511	13517	21889	29326	19562
2	35868	34909	29576	29342	57440	75123	62863	56899	54982	65283	72706	63161
3	78286	71367	83517	68769	91663	110009	96975	82900	87637	94630	113060	81740
4	73394	59372	70811	54040	74195	84449	70636	76314	64707	63685	64789	53869
5	85461	63784	57740	89897	90424	99149	89091	96077	57144	64854	62033	68206
total	287011	241677	253636	260611	338570	401416	339362	336453	279942	312473	348890	288941
Age	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008					
0	3649	1730	3862	28349	4017	4372	3630					
1	21540	14372	17679	85420	31248	32478	20682					
2	64047	50885	53537	70574	55064	79847	55378					
3	84323	73748	74969	65327	77487	91323	63639					
4	51575	49923	54285	43733	53442	59020	42483					
5	60506	51966	55300	51978	61948	59862	43864					
total	285638	242623	259632	345383	283204	326903	229676					

Table 6. Percent change in catch-at-age (number of fish) for the northern Atlantic swordfish stocks from the matrix produced during the 2006 assessment.

YEAR	AGE 1	AGE 2	AGE 3	AGE 4	AGE 5+
1978	-3.84%	-0.88%	-0.88%	-1.03%	-0.79%
1979	-0.06%	-0.11%	0.04%	0.20%	0.54%
1980	-1.77%	-1.87%	-1.98%	-1.64%	-1.66%
1981	-0.15%	-0.94%	-1.07%	-0.96%	-0.50%
1982	-0.88%	-0.57%	-0.35%	-0.07%	0.22%
1983	-0.72%	-0.73%	-0.84%	-0.75%	-0.58%
1984	-1.83%	-1.80%	-1.42%	-1.17%	-0.52%
1985	-0.26%	-0.09%	0.01%	0.31%	0.06%
1986	-1.73%	-1.85%	-1.63%	-1.28%	-0.50%
1987	-5.15%	-5.57%	-5.81%	-5.75%	-5.28%
1988	6.15%	3.78%	4.60%	4.08%	1.42%
1989	-2.42%	-2.40%	-2.31%	-2.07%	-2.21%
1990	0.32%	-2.70%	-2.62%	-2.72%	-3.17%
1991	-10.22%	-1.20%	-1.38%	-2.48%	-3.40%
1992	-6.98%	-3.95%	-1.84%	-1.20%	-0.55%
1993	11.66%	-0.21%	-2.04%	-5.06%	-5.96%
1994	4.86%	-0.93%	0.00%	-2.05%	-2.14%
1995	-0.68%	2.57%	1.15%	-0.15%	-1.50%
1996	-1.78%	-2.15%	-4.67%	-5.88%	-10.09%
1997	1.98%	0.67%	-0.02%	-0.67%	-3.69%
1998	0.19%	-3.28%	-4.14%	-4.85%	-6.11%
1999	-5.68%	-4.64%	-5.24%	-6.33%	-5.69%
2000	-5.67%	-6.52%	-7.34%	-12.39%	-11.64%
2001	-5.41%	-2.81%	-5.05%	-8.20%	-10.27%
2002	-6.98%	-5.00%	-2.57%	-3.07%	-7.85%
2003	-7.84%	-3.09%	-2.25%	-3.71%	-4.54%
2004	-13.21%	-4.41%	-4.92%	-6.32%	-9.21%
2005	-4.01%	9.90%	1.11%	-3.18%	3.53%

Table 7. Indices of abundance developed for the 2009 northern Atlantic swordfish assessment. The ages the index was applied to, and the model for which the index was used are also indicated. The index variability is listed as either coefficient of variation (CV) or standard error (SE).

A) Canadian longline indices

*** Unisex indices were calculated as the sum of the unscaled CPUE estimates for male and female swordfish.

*** The SE of the unisex index was estimated as $\sqrt{SE_{\text{male}} + SE_{\text{female}}}$

Canadian Longline Indices - Doc SCRS/2009/114																								
	Males Age 2		Females Age 2		Unisex Age 2		Males Age 3		Females Age 3		Unisex Age 3		Males Age 4		Females Age 4		Unisex Age 4		Males Age 5+		Females Age 5+		Unisex Age 5+	
Units	Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers	
Applied to Ages	2		2		2		3		3		3		4		4		4		5+		5+		5+	
Used?	Not Used		Not Used		USED - VPA		Not Used		Not Used		USED - VPA		Not Used		Not Used		USED - VPA		Not Used		Not Used		USED - VPA	
Year	Index	SE	Index	SE	Index	SE	Index	SE	Index	SE	Index	SE	Index	SE	Index	SE	Index	SE	Index	SE	Index	SE	Index	SE
1978																								
1979																								
1980																								
1981																								
1982																								
1983																								
1984																								
1985																								
1986																								
1987																								
1988	0.854	0.109	1.507	0.198	2.361	0.554	0.569	0.067	1.415	0.164	1.984	0.481	0.363	0.042	1.444	0.167	1.807	0.457	1.104	0.127	1.910	0.224	3.014	0.592
1989	0.874	0.101	1.505	0.178	2.379	0.528	0.582	0.061	1.467	0.153	2.049	0.463	0.367	0.038	1.079	0.113	1.446	0.389	0.976	0.101	2.020	0.213	2.996	0.560
1990	1.393	0.159	2.326	0.272	3.719	0.657	0.781	0.082	1.930	0.199	2.711	0.530	0.446	0.046	1.782	0.184	2.228	0.480	1.726	0.176	3.995	0.417	5.721	0.770
1991	0.559	0.041	1.106	0.083	1.665	0.352	0.586	0.039	1.707	0.112	2.293	0.389	0.424	0.028	1.473	0.097	1.897	0.354	1.325	0.086	2.827	0.188	4.152	0.523
1992	1.233	0.095	2.022	0.160	3.255	0.505	0.578	0.041	1.524	0.106	2.102	0.383	0.371	0.026	1.382	0.096	1.753	0.349	1.216	0.084	2.653	0.187	3.869	0.521
1993	0.799	0.044	1.464	0.083	2.263	0.356	0.628	0.032	1.610	0.081	2.238	0.336	0.391	0.020	1.076	0.054	1.467	0.272	0.997	0.049	2.228	0.113	3.225	0.402
1994	0.558	0.024	0.964	0.042	1.522	0.257	0.340	0.013	0.850	0.033	1.190	0.214	0.204	0.008	0.723	0.028	0.927	0.190	0.759	0.029	1.925	0.075	2.684	0.322
1995	0.625	0.027	1.101	0.049	1.726	0.276	0.432	0.017	1.073	0.042	1.505	0.243	0.253	0.010	0.765	0.030	1.018	0.200	0.771	0.030	1.898	0.076	2.669	0.326
1996	0.311	0.015	0.574	0.028	0.885	0.207	0.254	0.011	0.678	0.029	0.932	0.200	0.155	0.007	0.563	0.024	0.718	0.176	0.574	0.024	1.420	0.061	1.994	0.292
1997	0.413	0.021	0.792	0.041	1.205	0.249	0.389	0.018	1.119	0.051	1.508	0.263	0.276	0.013	1.034	0.048	1.310	0.247	0.906	0.041	1.860	0.086	2.766	0.356
1998	0.874	0.049	1.527	0.088	2.401	0.370	0.546	0.028	1.463	0.074	2.009	0.319	0.352	0.018	1.262	0.064	1.614	0.286	1.157	0.058	2.533	0.130	3.690	0.434
1999	1.126	0.064	2.162	0.126	3.288	0.436	0.981	0.051	2.362	0.121	3.343	0.415	0.561	0.029	1.461	0.075	2.022	0.322	1.343	0.068	2.908	0.151	4.251	0.468
2000	0.700	0.041	1.359	0.082	2.059	0.351	0.662	0.036	1.844	0.099	2.506	0.367	0.458	0.025	1.427	0.076	1.885	0.318	1.193	0.063	2.319	0.125	3.512	0.434
2001	0.524	0.028	1.069	0.058	1.593	0.293	0.570	0.028	1.600	0.077	2.170	0.324	0.396	0.019	1.525	0.073	1.921	0.303	1.479	0.070	3.533	0.172	5.012	0.492
2002	0.657	0.037	1.150	0.067	1.807	0.322	0.671	0.035	1.926	0.098	2.597	0.365	0.459	0.024	1.822	0.093	2.281	0.342	1.707	0.086	4.072	0.210	5.779	0.544
2003	0.700	0.042	1.424	0.087	2.124	0.359	0.792	0.043	2.191	0.118	2.983	0.401	0.554	0.030	1.630	0.088	2.184	0.344	1.407	0.075	2.813	0.153	4.220	0.477
2004	0.540	0.030	1.145	0.064	1.685	0.307	0.675	0.034	2.056	0.102	2.731	0.369	0.515	0.026	1.911	0.095	2.426	0.348	1.693	0.083	3.522	0.176	5.215	0.509
2005	0.501	0.027	1.110	0.061	1.611	0.297	0.741	0.036	2.539	0.123	3.280	0.399	0.667	0.032	2.449	0.119	3.116	0.389	2.082	0.100	4.151	0.203	6.233	0.550
2006	0.367	0.019	0.747	0.040	1.114	0.243	0.435	0.021	1.296	0.061	1.731	0.286	0.316	0.015	1.265	0.060	1.581	0.274	1.320	0.062	3.218	0.153	4.538	0.464
2007	0.318	0.019	0.715	0.043	1.033	0.249	0.470	0.025	1.579	0.083	2.049	0.329	0.410	0.022	1.599	0.084	2.009	0.326	1.556	0.081	3.644	0.194	5.200	0.524
2008	0.336	0.023	0.776	0.054	1.112	0.277	0.551	0.034	2.061	0.126	2.612	0.400	0.536	0.033	2.555	0.156	3.091	0.435	2.450	0.148	5.626	0.347	8.076	0.704

Table 7 continued

B) U.S. pelagic longline indices

United States Longline Indices												
	Unisex Age 0		Unisex Age 1		Unisex Age 2		Unisex Age 3		Unisex Age 4		Unisex Age 5+	
Units	Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers	
Applied to Ages	0		1		2		3		4		5+	
Used?	USED - VPA		USED - VPA		USED - VPA		USED - VPA		USED - VPA		USED - VPA	
Year	Index	CV	Index	CV	Index	CV	Index	CV	Index	CV	Index	CV
1978												
1979												
1980												
1981	1.265	0.248	1.084	0.207	1.561	0.205	1.849	0.197	1.891	0.221	2.581	0.190
1982	1.193	0.209	0.828	0.188	0.78	0.182	1.01	0.183	1.212	0.208	1.785	0.170
1983	0.976	0.171	0.811	0.151	0.741	0.150	0.518	0.171	0.591	0.195	1.113	0.153
1984	0.561	0.189	0.825	0.143	0.857	0.146	0.878	0.151	0.876	0.173	1.181	0.149
1985	0.668	0.159	0.609	0.138	0.786	0.137	0.825	0.148	0.902	0.155	1.219	0.138
1986	1.595	0.129	1.224	0.127	1.009	0.128	0.823	0.136	0.898	0.145	0.75	0.136
1987	1.035	0.126	1.098	0.120	1.071	0.121	0.879	0.124	0.823	0.130	0.746	0.125
1988	0.969	0.124	1.238	0.118	1.17	0.119	0.986	0.121	0.896	0.126	0.773	0.121
1989	0.886	0.123	1.199	0.118	0.968	0.119	0.874	0.122	0.791	0.128	0.801	0.121
1990	0.853	0.126	1.084	0.119	1.058	0.119	0.835	0.123	0.728	0.131	0.728	0.122
1991							1.083	0.121	0.987	0.125	0.963	0.120
1992							0.921	0.118	0.888	0.122	0.833	0.118
1993							0.861	0.118	0.795	0.122	0.747	0.118
1994							0.827	0.119	0.772	0.123	0.683	0.118
1995							0.919	0.118	0.862	0.121	0.73	0.118
1996							0.838	0.119	0.795	0.122	0.61	0.119
1997							1.001	0.118	0.979	0.121	0.775	0.118
1998							0.955	0.118	0.888	0.123	0.774	0.119
1999							1.18	0.119	1.184	0.121	1.056	0.118
2000							1.173	0.118	1.129	0.121	1.094	0.118
2001							1.071	0.118	1.14	0.121	0.991	0.118
2002							1.091	0.119	1.193	0.121	1.123	0.118
2003							1.156	0.119	1.068	0.122	0.919	0.119
2004							1.181	0.119	1.231	0.121	0.998	0.119
2005							1.168	0.120	1.216	0.122	1.093	0.120
2006							1.055	0.121	1.085	0.124	0.97	0.121
2007							1.207	0.121	1.286	0.122	1.099	0.120
2008							0.836	0.121	0.893	0.124	0.868	0.120

Table 7. Continued.

E) Chinese Taipei longline indices

F) Moroccan LL

	Chinese Taipei Longline								Moroccan LL	
	Model A		Model B		Model C		Model D		Moroccan LL	
Units	Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Biomass	
Applied to Ages	Age 1-5+		Age 1-5+		Age 1-5+		Age 1-5+		Age 1-5+	
Used?	Not Used		Not Used		Not Used		Not Used		Not used ***	
Year	Index	SE	Index	SE	Index	SE	Index	SE	Index	SE
1967	0.296	0.379	0.256	0.363	0.345	0.376	0.263	0.361		
1968	0.337	0.105	0.282	0.102	0.376	0.104	0.252	0.105		
1969	0.434	0.085	0.322	0.084	0.431	0.084	0.269	0.085		
1970	0.304	0.070	0.244	0.069	0.310	0.069	0.229	0.067		
1971	0.393	0.079	0.350	0.076	0.381	0.078	0.344	0.075		
1972	0.481	0.111	0.485	0.106	0.458	0.109	0.468	0.105		
1973	0.480	0.106	0.452	0.102	0.441	0.105	0.435	0.101		
1974	0.400	0.080	0.372	0.076	0.427	0.079	0.401	0.076		
1975	0.254	0.086	0.264	0.082	0.258	0.085	0.275	0.081		
1976	0.123	0.080	0.124	0.077	0.119	0.079	0.130	0.077		
1977	0.117	0.075	0.119	0.072	0.121	0.074	0.130	0.071		
1978	0.147	0.087	0.147	0.084	0.147	0.086	0.152	0.083		
1979	0.147	0.113	0.160	0.108	0.161	0.112	0.166	0.107		
1980	0.278	0.095	0.249	0.091	0.298	0.094	0.275	0.090		
1981	0.300	0.086	0.303	0.083	0.302	0.085	0.324	0.082		
1982	0.238	0.080	0.241	0.077	0.240	0.079	0.257	0.077		
1983	0.243	0.076	0.242	0.075	0.232	0.076	0.263	0.073		
1984	0.184	0.069	0.199	0.067	0.181	0.068	0.214	0.066		
1985	0.156	0.067	0.172	0.066	0.158	0.067	0.193	0.064		
1986	0.179	0.066	0.200	0.064	0.181	0.066	0.223	0.063		
1987	0.174	0.093	0.188	0.089	0.177	0.092	0.206	0.088		
1988	0.134	0.192	0.201	0.186	0.127	0.191	0.161	0.183		
1989	0.115	0.223	0.190	0.215	0.119	0.221	0.152	0.212		
1990	0.332	0.139	0.300	0.135	0.295	0.137	0.268	0.131		
1991	0.239	0.091	0.270	0.088	0.226	0.090	0.241	0.086		
1992	0.514	0.129	0.445	0.124	0.501	0.127	0.429	0.123		
1993	0.303	0.111	0.324	0.106	0.278	0.109	0.327	0.105		
1994	0.245	0.081	0.273	0.078	0.238	0.080	0.260	0.077		
1995	0.288	0.087	0.334	0.084	0.292	0.086	0.305	0.082		
1996	0.444	0.075	0.429	0.073	0.461	0.074	0.430	0.071		
1997	0.250	0.075	0.276	0.073	0.251	0.074	0.259	0.071		
1998	0.158	0.098	0.182	0.094	0.155	0.097	0.179	0.093		
1999	0.135	0.055	0.137	0.054	0.136	0.055	0.159	0.053		
2000	0.125	0.062	0.132	0.060	0.124	0.061	0.144	0.059		
2001	0.114	0.064	0.133	0.063	0.115	0.063	0.153	0.061		
2002	0.130	0.065	0.132	0.064	0.136	0.065	0.157	0.063		
2003	0.117	0.072	0.124	0.070	0.117	0.072	0.132	0.069		
2004	0.078	0.064	0.081	0.062	0.077	0.063	0.087	0.061	144.47	0.084
2005	0.121	0.061	0.112	0.060	0.117	0.061	0.113	0.059	375.61	0.039
2006	0.245	0.072	0.274	0.070	0.243	0.072	0.289	0.069	405.27	0.026
2007	0.116	0.082	0.124	0.079	0.115	0.081	0.129	0.078	296.31	0.040
2008	0.063	0.088	0.082	0.086	0.065	0.087	0.084	0.084	343.1	0.042

*** The Moroccan index was not used as such, but the data was used in the construction of the Combined CPUE indices for ASPIC and BSP (SCRS/2009/110).

Table 7. Continued.

G) Combined biomass indices

Combined Biomass Indices				
Index Name	Base	Lower 80% CI	Upper 80% CI	Sens. All U.S. LL Obs
Units	Biomass	Biomass	Biomass	Biomass
Ages applied to	N/A	N/A	N/A	N/A
Used?	Production Models	Production Models	Production Models	Production Models
Year	Index	Index	Index	Index
1963	1116.70	926.53	1345.90	1256.78
1964	406.35	353.16	467.56	454.59
1965	256.98	221.23	298.51	286.56
1966	245.67	211.71	285.08	273.12
1967	299.12	258.27	346.42	332.16
1968	233.88	204.21	267.86	262.90
1969	211.04	183.76	242.37	235.62
1970	236.28	202.93	275.10	262.16
1971	-	-	-	-
1972	-	-	-	-
1973	-	-	-	-
1974	-	-	-	-
1975	378.74	337.41	425.13	425.34
1976	330.47	291.31	374.89	369.13
1977	369.69	323.88	421.97	410.76
1978	496.52	418.29	589.39	547.66
1979	342.24	299.44	391.17	398.70
1980	313.19	274.08	357.88	312.45
1981	231.79	201.09	267.18	279.26
1982	273.32	239.40	312.05	332.49
1983	217.43	193.53	244.29	268.81
1984	216.63	194.93	240.76	256.35
1985	208.13	188.16	230.21	243.09
1986	203.49	184.45	224.50	235.46
1987	186.60	168.56	206.58	213.42
1988	186.35	169.61	204.75	216.99
1989	180.56	164.40	198.31	206.33
1990	180.24	164.31	197.71	202.46
1991	185.73	169.58	203.40	211.13
1992	163.86	149.08	180.12	184.04
1993	147.51	134.85	161.35	168.27
1994	134.83	123.07	147.72	150.17
1995	146.66	133.56	161.04	163.45
1996	116.11	104.92	128.50	131.41
1997	123.44	112.10	135.93	140.21
1998	128.02	116.38	140.82	146.25
1999	151.13	137.39	166.25	171.68
2000	174.00	158.89	190.54	193.60
2001	160.56	146.80	175.61	174.83
2002	170.64	155.89	186.79	189.18
2003	159.60	145.60	174.94	169.21
2004	168.51	153.85	184.56	183.55
2005	179.00	163.21	196.33	191.31
2006	167.16	152.41	183.33	175.58
2007	188.60	171.75	207.12	185.45
2008	155.17	141.09	170.66	151.45

Table 8. Inputs (standardized CPUE) used as relative abundance indices in the population dynamics model (ASPIC) for characterizing the status of southern Atlantic swordfish (Scaled relative to mean of overlap). The series for Uruguay was partitioned in two: 1982-1992 and 1983-2008.

Series used => YEAR	2009 ASSESSMENT					
	2006 JAPAN	2006 C.TAIPEI	2009 BRAZIL	2009 SPAIN	2009 URUGUAY	2009 C.TAIPEI (sensitivity analysis)
1967	1,11					
1968	1,50	2,83				1,55
1969	2,22	2,43				1,34
1970	2,27	3,22				1,78
1971	1,54	2,57				1,47
1972	1,68	2,37				1,26
1973	1,78	2,49				1,24
1974	1,55	2,05				1,12
1975	1,58	2,07				1,07
1976	1,94	0,60				0,71
1977	2,13	0,86				0,85
1978	1,70	1,05	1,20			0,95
1979	1,96	2,05	1,03			1,34
1980	2,17	1,46	1,53			1,06
1981	2,13	1,57	0,30			1,19
1982	2,10	1,45	2,21		0,98	1,04
1983	2,04	1,48	1,59		0,53	1,11
1984	2,68	1,75	0,47		0,39	1,39
1985	2,97	1,48	1,35		0,18	1,18
1986	2,36	1,30	0,96		0,26	0,88
1987	2,10	1,17	0,78		0,51	0,99
1988	2,06	1,35	1,47		0,38	0,98
1989	1,69	1,15	0,82	1,43	0,46	0,96
1990	2,15	1,01	2,10	1,08	0,40	0,89
1991	1,31	1,16	0,75	1,04	0,30	1,53
1992	1,21	1,70	0,29	0,95	0,19	1,76
1993	1,22	1,25	0,25	0,83	1,51	1,17
1994	1,11	1,40	0,27	0,95	1,22	1,50
1995	0,96	1,15	0,41	1,08	1,85	1,26
1996	0,98	1,38	0,74	0,98	1,46	1,41
1997	0,83	0,93	1,03	0,91	1,92	1,06
1998	0,71	0,64	1,18	0,89	1,19	0,77
1999	0,65	0,54	0,65	0,95	1,32	0,80
2000	0,51	0,61	0,53	1,15	1,32	0,79
2001	0,43	0,68	1,67	1,03	1,19	0,79
2002	0,46	0,56	0,50	0,98	0,90	0,77
2003	0,36	0,48	0,76	0,86	0,75	0,76
2004	0,35		1,53	0,87	1,08	0,63
2005	0,31		0,72	1,03	0,80	0,61
2006			1,81	1,04	0,81	0,94
2007			1,95	0,99	0,77	0,77
2008			2,03	0,96	0,56	0,80

Table 9. ASPIC base case inputs for the North Atlantic swordfish stock.

<i>Year</i>	<i>CPUE point estimate</i>	<i>Catch</i>	<i>Year</i>	<i>10% quantile of CPUE index</i>	<i>Catch</i>	<i>Year</i>	<i>90% quantile of CPUE index</i>	<i>Catch</i>
1950		3646	1950		3646	1950		3646
1951		2581	1951		2581	1951		2581
1952		2993	1952		2993	1952		2993
1953		3303	1953		3303	1953		3303
1954		3034	1954		3034	1954		3034
1955		3502	1955		3502	1955		3502
1956		3358	1956		3358	1956		3358
1957		4578	1957		4578	1957		4578
1958		4904	1958		4904	1958		4904
1959		6232	1959		6232	1959		6232
1960		3828	1960		3828	1960		3828
1961		4381	1961		4381	1961		4381
1962		5342	1962		5342	1962		5342
1963	1116.70	10190	1963	926.53	10190	1963	1345.90	10190
1964	406.35	11258	1964	353.16	11258	1964	467.56	11258
1965	256.98	8652	1965	221.23	8652	1965	298.51	8652
1966	245.67	9349	1966	211.71	9349	1966	285.08	9349
1967	299.12	9107	1967	258.27	9107	1967	346.42	9107
1968	233.88	9172	1968	204.21	9172	1968	267.86	9172
1969	211.04	9203	1969	183.76	9203	1969	242.37	9203
1970	236.28	9495	1970	202.93	9495	1970	275.10	9495
1971		5266	1971		5266	1971		5266
1972		4766	1972		4766	1972		4766
1973		6074	1973		6074	1973		6074
1974		6362	1974		6362	1974		6362
1975	378.74	8839	1975	337.41	8839	1975	425.13	8839
1976	330.47	6696	1976	291.31	6696	1976	374.89	6696
1977	369.69	6409	1977	323.88	6409	1977	421.97	6409
1978	496.52	11827	1978	418.29	11827	1978	589.39	11827
1979	342.24	11937	1979	299.44	11937	1979	391.17	11937
1980	313.19	13558	1980	274.08	13558	1980	357.88	13558
1981	231.79	11180	1981	201.09	11180	1981	267.18	11180
1982	273.32	13215	1982	239.40	13215	1982	312.05	13215
1983	217.43	14527	1983	193.53	14527	1983	244.29	14527
1984	216.63	12791	1984	194.93	12791	1984	240.76	12791
1985	208.13	14383	1985	188.16	14383	1985	230.21	14383
1986	203.49	18486.4	1986	184.45	18486.4	1986	224.50	18486.4
1987	186.60	20236	1987	168.56	20236	1987	206.58	20236
1988	186.35	19513.4	1988	169.61	19513.4	1988	204.75	19513.4
1989	180.56	17250.111	1989	164.40	17250.111	1989	198.31	17250.111
1990	180.24	15672.132	1990	164.31	15672.132	1990	197.71	15672.132
1991	185.73	14933.71	1991	169.58	14933.71	1991	203.40	14933.71
1992	163.86	15394	1992	149.08	15394	1992	180.12	15394
1993	147.51	16737.831	1993	134.85	16737.831	1993	161.35	16737.831

1994	134.83	15501.26	1994	123.07	15501.26	1994	147.72	15501.26
1995	146.66	16872.222	1995	133.56	16872.222	1995	161.04	16872.222
1996	116.11	15221.72	1996	104.92	15221.72	1996	128.50	15221.72
1997	123.44	13024.67	1997	112.10	13024.67	1997	135.93	13024.67
1998	128.02	12223.331	1998	116.38	12223.331	1998	140.82	12223.331
1999	151.13	11621.667	1999	137.39	11621.667	1999	166.25	11621.667
2000	174.00	11452.515	2000	158.89	11452.515	2000	190.54	11452.515
2001	160.56	10010.788	2001	146.80	10010.788	2001	175.61	10010.788
2002	170.64	9654.023	2002	155.89	9654.023	2002	186.79	9654.023
2003	159.60	11431.025	2003	145.60	11431.025	2003	174.94	11431.025
2004	168.51	12160.061	2004	153.85	12160.061	2004	184.56	12160.061
2005	179.00	12446.36	2005	163.21	12446.36	2005	196.33	12446.36
2006	167.16	11472.538	2006	152.41	11472.538	2006	183.33	11472.538
2007	188.60	12320.224	2007	171.75	12320.224	2007	207.12	12320.224
2008	155.17	10751.658	2008	141.09	10751.658	2008	170.66	10751.658

Table 10. North Atlantic swordfish ASPIC Base case results. Intervals are based on 3000 bootstraps from the ASPIC run with the point estimate, 10%, 90% quartiles of the biomass index.

	Point estimate	median	Low (10%)	Upp (90%)
B1/K	0.875			
K	123700			
q(1)	0.002999			
MSY	13730		12990	14180
Ye(2009)	13700			
Y.@Fmsy	14400			
Bmsy	61860	64033.9	53280.31	91627.06
Fmsy	0.222	0.21325	0.139955	0.26513
fmsy(1)	74.02			
B./Bmsy	1.048	1.018318	0.882479	1.166115
F./Fmsy	0.7639	0.793732	0.674563	0.959391
Ye./MSY	0.9977			
r	0.443977			

Table 11. Estimated deterministic biomass, fishing mortality and relative values from the ASPIC base model for the North Atlantic swordfish stock 1950-2008. Biomass values represent estimates at the beginning of the year.

<i>Year</i>	<i>F mort</i>	<i>Start Biomass</i>	<i>F / F_{MSY}</i>	<i>B / B_{MSY}</i>
1950	0.033	108,200	0.150	1.750
1951	0.023	110,300	0.104	1.782
1952	0.026	112,600	0.119	1.820
1953	0.029	113,800	0.130	1.840
1954	0.026	114,400	0.119	1.850
1955	0.030	115,100	0.137	1.861
1956	0.029	115,100	0.131	1.861
1957	0.040	115,300	0.180	1.864
1958	0.043	114,400	0.194	1.849
1959	0.055	113,500	0.249	1.835
1960	0.034	111,800	0.154	1.807
1961	0.039	112,600	0.175	1.820
1962	0.048	112,700	0.214	1.822
1963	0.093	111,900	0.419	1.810
1964	0.107	107,300	0.483	1.735
1965	0.084	103,100	0.380	1.667
1966	0.092	102,200	0.415	1.652
1967	0.091	100,900	0.408	1.632
1968	0.092	100,200	0.414	1.620
1969	0.093	99,570	0.417	1.610
1970	0.096	99,070	0.433	1.602
1971	0.053	98,430	0.237	1.591
1972	0.046	101,600	0.208	1.643
1973	0.058	104,500	0.261	1.689
1974	0.060	105,500	0.271	1.705
1975	0.084	105,900	0.379	1.712
1976	0.064	104,100	0.289	1.684
1977	0.061	104,700	0.275	1.692
1978	0.115	105,300	0.517	1.703
1979	0.120	101,100	0.541	1.635
1980	0.142	97,860	0.638	1.582
1981	0.120	93,900	0.539	1.518
1982	0.144	92,890	0.651	1.502
1983	0.164	90,260	0.740	1.459
1984	0.148	86,910	0.668	1.405
1985	0.170	85,710	0.768	1.386
1986	0.231	83,240	1.040	1.346
1987	0.275	77,280	1.239	1.249
1988	0.291	70,270	1.309	1.136
1989	0.276	64,380	1.243	1.041
1990	0.262	60,860	1.180	0.984
1991	0.256	58,900	1.155	0.952
1992	0.271	57,650	1.222	0.932
1993	0.309	55,900	1.391	0.904

1994	0.301	52,680	1.354	0.852
1995	0.347	50,530	1.565	0.817
1996	0.335	46,750	1.508	0.756
1997	0.296	44,300	1.331	0.716
1998	0.277	43,870	1.250	0.709
1999	0.260	44,240	1.169	0.715
2000	0.249	45,310	1.121	0.732
2001	0.208	46,680	0.935	0.755
2002	0.187	49,740	0.842	0.804
2003	0.210	53,430	0.945	0.864
2004	0.216	55,540	0.973	0.898
2005	0.216	57,000	0.973	0.922
2006	0.193	58,230	0.870	0.941
2007	0.201	60,460	0.907	0.977
2008	0.170	61,870	0.764	1.000
2009		64,840		1.048

Table 12. North Atlantic swordfish results of the retrospective analysis of ASPIC Base case.

<i>Year</i>	<i>K</i>	<i>MSY</i>	<i>Fmsy</i>	<i>B./Bmsy</i>	<i>F./Fmsy</i>	<i>r</i>
2008	123,700	13,730	0.222	1.048	0.764	0.444
2007	115,100	13,950	0.242	1.056	0.848	0.485
2006	113,900	13,980	0.245	1.031	0.809	0.491
2005	108,000	14,130	0.262	1.031	0.867	0.523
2004	105,000	14,210	0.271	1.020	0.855	0.541

Table 13. North Atlantic swordfish estimated stock status results from the BSP model.

Parameter	Estimate	CV
K	137722	17%
<i>r</i>	0.411	21%
MSY	13645	4%
Bcurr(2009)	84913	13%
Bcurr(2009)/K	0.63	13%
B1950	118718	21%
Bcurr(2009)/B1950	0.74	19%
Catch2008/MSY	0.84	4%
Fcurr(2008)/Fmsy	0.69	17%
Bcurr(2009)/Bmsy	1.25	13%
Bmsy	68861	17%
Replacement Yld	13358	3%

Table 14. Base Case VPA estimates of the abundance of North Atlantic swordfish at the beginning of the year. The abundance of age 1 at the beginning of 2009 is not estimated by the VPA and therefore is not shown.

<i>Year</i>	<i>Age</i>				
	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5+</i>
1978	437935	304182	214269	157482	230645
1979	483131	352763	231884	143220	227273
1980	421225	386190	263984	158810	214552
1981	426376	321957	275528	172354	210730
1982	488719	335565	232084	188395	233685
1983	518792	381082	244889	149391	247793
1984	542605	398336	263000	150285	221375
1985	625222	417746	279411	165351	215550

1986	646560	481880	288917	168263	212046
1987	664819	486555	310771	158229	187320
1988	673487	478290	298376	162767	156452
1989	659887	470267	268977	151823	150537
1990	549069	472761	283984	139807	143535
1991	546608	405733	284940	152211	142549
1992	542806	409315	257522	146228	152332
1993	606528	407373	252618	137132	147469
1994	564317	439921	241947	123418	134569
1995	470018	403345	265316	126872	122612
1996	458924	337500	222552	126140	109777
1997	525611	323913	187113	97703	106962
1998	473762	368415	189722	94141	94151
1999	461889	342145	202974	95675	90784
2000	454873	338267	186511	99711	94757
2001	478577	331562	185519	90164	100382
2002	502183	364615	201100	98251	100516
2003	493418	381824	233619	114354	108719
2004	530313	379616	232712	124835	120031
2005	569359	402903	236206	126040	130076
2006	490072	432296	247751	129151	138533
2007	470308	366794	263301	144517	160342
2008	462525	345624	207041	152506	185092
2009		348773	200866	117424	219317

Table 15. Base Case VPA estimates of the fishing mortality rates on North Atlantic swordfish.

<i>Year</i>	<i>Age</i>				
	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5+</i>
1978	0.016	0.071	0.203	0.278	0.376
1979	0.024	0.090	0.179	0.286	0.386
1980	0.069	0.138	0.226	0.310	0.420
1981	0.040	0.127	0.180	0.247	0.334
1982	0.049	0.115	0.241	0.279	0.378
1983	0.064	0.171	0.288	0.427	0.360
1984	0.062	0.155	0.264	0.381	0.321
1985	0.060	0.169	0.307	0.424	0.357
1986	0.084	0.239	0.402	0.558	0.470
1987	0.129	0.289	0.447	0.649	0.547
1988	0.159	0.376	0.476	0.552	0.552
1989	0.133	0.304	0.454	0.545	0.545
1990	0.103	0.306	0.424	0.487	0.487
1991	0.089	0.255	0.467	0.460	0.460
1992	0.087	0.283	0.430	0.505	0.505
1993	0.121	0.321	0.516	0.549	0.549
1994	0.136	0.306	0.446	0.544	0.544
1995	0.131	0.395	0.544	0.621	0.621
1996	0.148	0.390	0.623	0.591	0.591
1997	0.155	0.335	0.487	0.576	0.576
1998	0.125	0.396	0.485	0.530	0.530
1999	0.111	0.407	0.511	0.477	0.477
2000	0.116	0.401	0.527	0.461	0.461
2001	0.072	0.300	0.436	0.440	0.440
2002	0.074	0.245	0.365	0.403	0.403
2003	0.062	0.295	0.427	0.420	0.420
2004	0.075	0.274	0.413	0.433	0.433
2005	0.075	0.286	0.404	0.415	0.415

2006	0.090	0.296	0.339	0.312	0.312
2007	0.108	0.372	0.346	0.299	0.299
2008	0.082	0.343	0.367	0.231	0.231

Table 16. Benchmarks estimated by ASPIC for the base and sensitivity cases and for each run with an individual fleet for South Atlantic swordfish.

	<i>Base (boots)</i>	<i>sensitivity</i>	<i>Brazil</i>	<i>Japan</i>	<i>Spain</i>	<i>Taiwan</i>	<i>Uruguay</i>
MSY	14,870	14,340	19,710	2,287	20,360	<1	11,040
B _{msy}	47,700	77,240	26,440	200,500	124,100		95,970
F _{msy}	0.312	0.186	0.746	0.0114	0.164		0.115
K	95,410	154,500	52,880	401,000	248,100		191,900
r	0.623	0.371	1.491	0.023	0.328		0.230
Rel B (2009)	1.04	1.1	1.59	0.000018	1.557		0.414
Rel F (2008)	0.75	0.716	0.362	701.3	0.353		2.326

Table 17. Percentiles of the catch only model posterior distributions, South Atlantic stock.

<i>Parameter / Management Benchmarks</i>	<i>RUN 1</i>					<i>RUN 2</i>				
	<i>10%</i>	<i>25%</i>	<i>50%</i>	<i>75%</i>	<i>90%</i>	<i>10%</i>	<i>25%</i>	<i>50%</i>	<i>75%</i>	<i>90%</i>
<i>R</i>	0.43	0.48	0.53	0.58	0.62	0.29	0.34	0.39	0.48	0.55
<i>K</i>	97439	110678	141153	182004	219997	115830	145084	183102	253761	317487
<i>A</i>	0.43	0.58	0.72	0.81	0.84	0.47	0.58	0.73	0.82	0.85
<i>X</i>	0.12	0.22	0.41	0.68	0.86	0.14	0.22	0.43	0.71	0.88
<i>MSY</i>	13494	14826	18131	23590	28008	13034	14517	17934	24208	28090
<i>BMSY</i>	48719	55339	70577	91002	109999	57915	72542	91551	126881	158743
<i>B2009/BMSY</i>	0.84	1.16	1.44	1.61	1.69	0.91	1.15	1.45	1.63	1.69
<i>F2008/FMSY</i>	0.33	0.41	0.61	0.96	1.41	0.32	0.39	0.58	0.94	1.28

Table 18. Estimated probability of $B \geq B_{MSY}$, $F \leq F_{MSY}$, and maintaining the stock in the condition consistent with the Convention objective ($B \geq B_{MSY}$ and $F \leq F_{MSY}$) for the constant catches listed and the times indicated from the ASPIC base case model for the North Atlantic stock.

$B \geq B_{MSY}$

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
10000	66%	80%	86%	91%	94%	95%	96%	97%	98%	98%
11000	66%	76%	83%	87%	90%	92%	93%	94%	95%	96%
12000	66%	72%	77%	81%	83%	85%	86%	88%	89%	90%
13000	66%	68%	70%	72%	73%	74%	75%	76%	77%	77%
14000	66%	64%	62%	61%	59%	56%	55%	53%	52%	50%
15000	66%	60%	53%	46%	39%	32%	27%	23%	18%	14%

$F \leq F_{MSY}$

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
10000	98%	98%	99%	99%	99%	99%	99%	99%	99%	99%
11000	95%	96%	96%	97%	97%	97%	97%	97%	98%	98%
12000	87%	89%	90%	90%	91%	92%	92%	93%	93%	93%
13000	74%	75%	76%	77%	77%	78%	78%	78%	79%	79%
14000	55%	54%	52%	50%	50%	48%	47%	46%	45%	43%
15000	32%	27%	23%	19%	15%	12%	9%	7%	5%	4%

$B \geq B_{MSY}$ and $F \leq F_{MSY}$

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
10000	66%	80%	86%	91%	94%	95%	96%	97%	98%	98%
11000	66%	76%	83%	87%	90%	92%	93%	94%	95%	96%
12000	66%	72%	77%	81%	83%	85%	86%	88%	89%	90%
13000	65%	67%	69%	71%	72%	73%	74%	75%	76%	77%
14000	55%	54%	52%	50%	49%	48%	47%	46%	45%	43%
15000	32%	27%	23%	19%	15%	12%	9%	7%	5%	4%

Table 19. Estimated probability of $B > B_{MSY}$, $F < F_{MSY}$, and maintaining the stock in the condition consistent with the Convention objective ($B > B_{MSY}$ and $F < F_{MSY}$) for the constant catches listed and the times indicated from the catch-only model for the South Atlantic swordfish stock.

$SSB > B_{MSY}$										
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
10000	83%	86%	89%	92%	93%	94%	95%	96%	96%	96%
11000	83%	86%	88%	90%	92%	93%	94%	94%	94%	95%
12000	83%	85%	86%	87%	89%	90%	91%	92%	92%	92%
13000	83%	84%	84%	84%	85%	85%	85%	86%	86%	87%
14000	83%	83%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	81%	81%
15000	83%	82%	82%	81%	81%	80%	79%	78%	76%	76%
16000	83%	82%	81%	79%	77%	76%	74%	74%	72%	71%
17000	83%	81%	79%	76%	73%	72%	70%	68%	68%	67%
$F < F_{MSY}$										
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
10000	91%	93%	94%	95%	96%	96%	97%	98%	98%	98%
11000	87%	89%	91%	93%	94%	95%	95%	96%	96%	97%
12000	83%	85%	86%	87%	89%	91%	91%	92%	94%	94%
13000	81%	81%	81%	82%	83%	84%	85%	86%	86%	87%
14000	78%	78%	78%	78%	79%	79%	80%	80%	80%	81%
15000	74%	74%	73%	73%	74%	74%	75%	76%	76%	78%
16000	70%	69%	69%	70%	69%	70%	71%	71%	73%	75%
17000	67%	66%	65%	65%	66%	66%	67%	70%	71%	73%
$SSB > B_{MSY}$ and $F < F_{MSY}$										
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
10000	83%	86%	89%	92%	93%	94%	95%	96%	96%	96%
11000	83%	86%	88%	90%	92%	93%	94%	94%	94%	95%
12000	82%	83%	85%	86%	87%	89%	90%	90%	91%	91%
13000	81%	81%	81%	82%	82%	82%	83%	83%	83%	84%
14000	78%	78%	77%	77%	77%	77%	77%	76%	77%	77%
15000	74%	74%	73%	73%	72%	72%	71%	72%	71%	71%
16000	70%	69%	68%	68%	67%	67%	66%	65%	65%	65%
17000	67%	66%	65%	64%	63%	61%	61%	61%	60%	60%

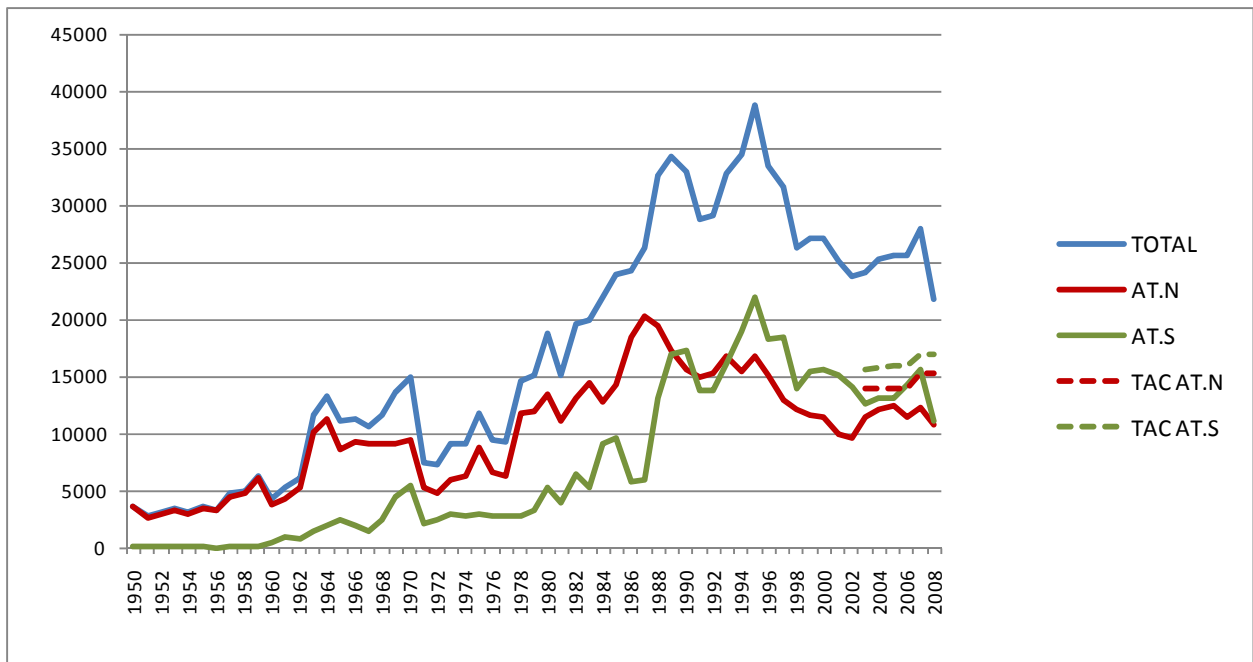
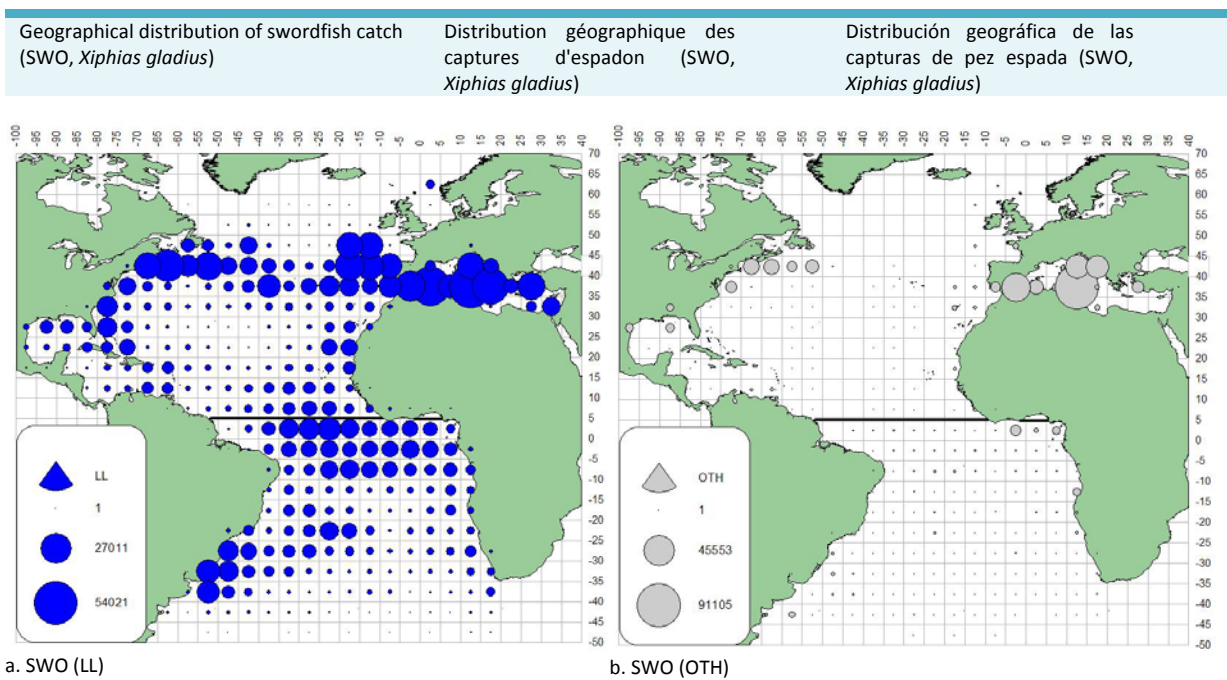


Figure 1. Total catch (Task I) and TAC of Atlantic swordfish by stock.



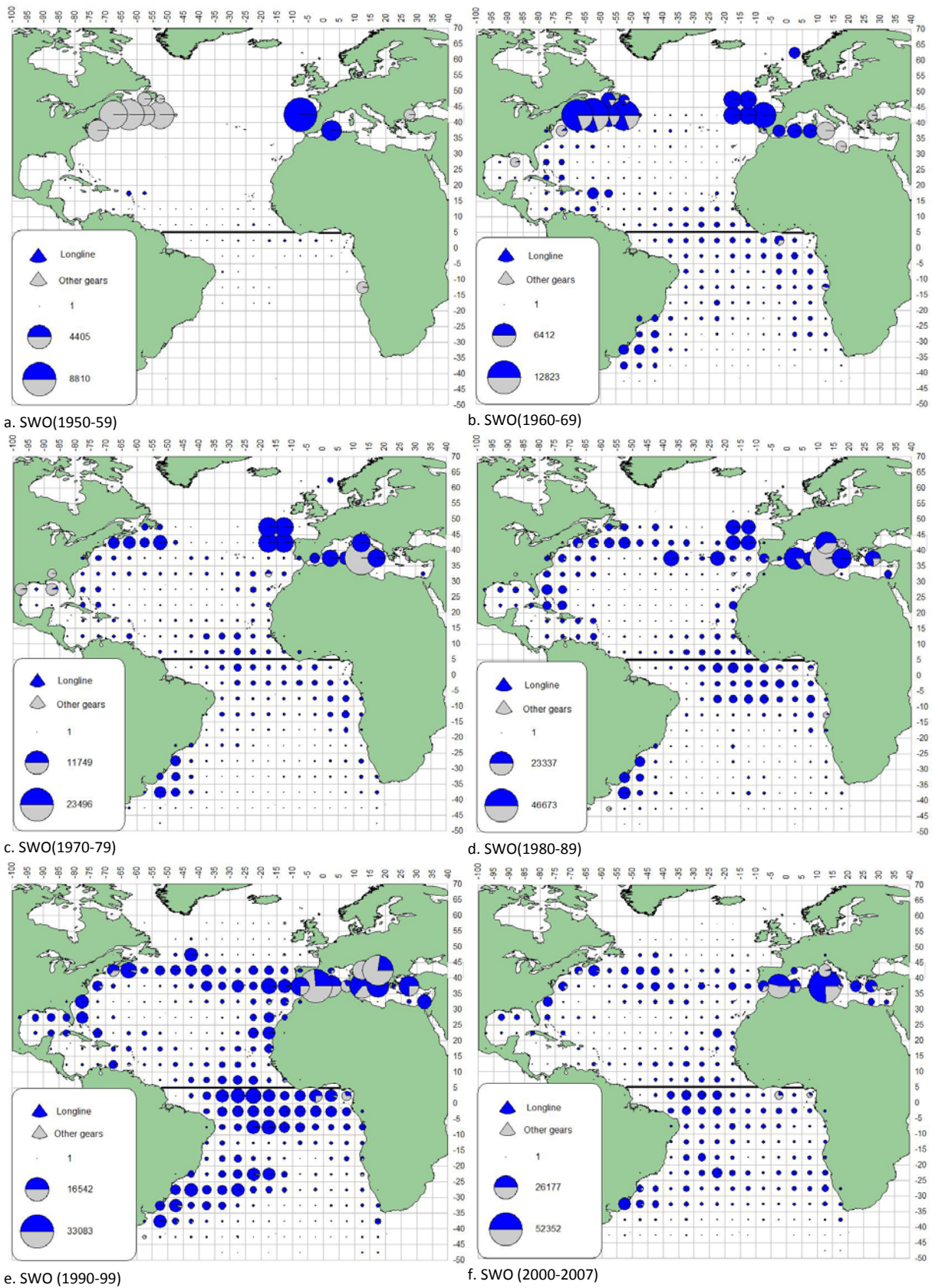


Figure 2. Geographical distribution of Atlantic swordfish (1950-2007) by major gears (a) and decades (b).

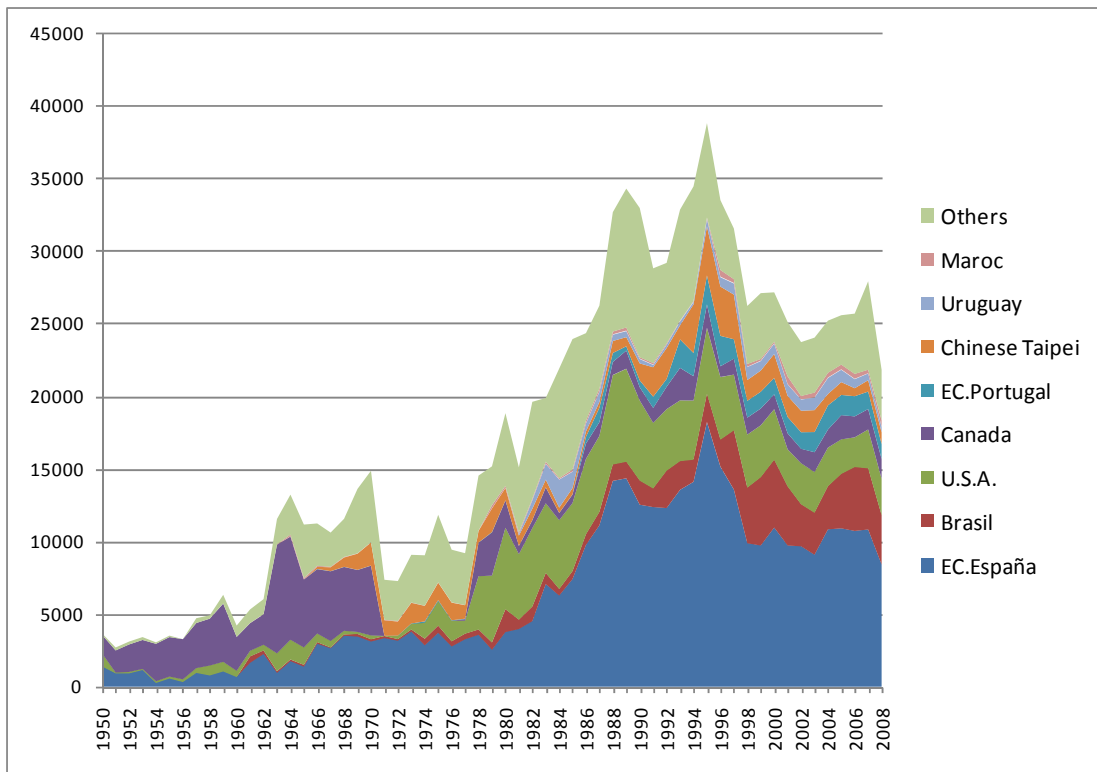


Figure 3. Atlantic Swordfish catch by flag.

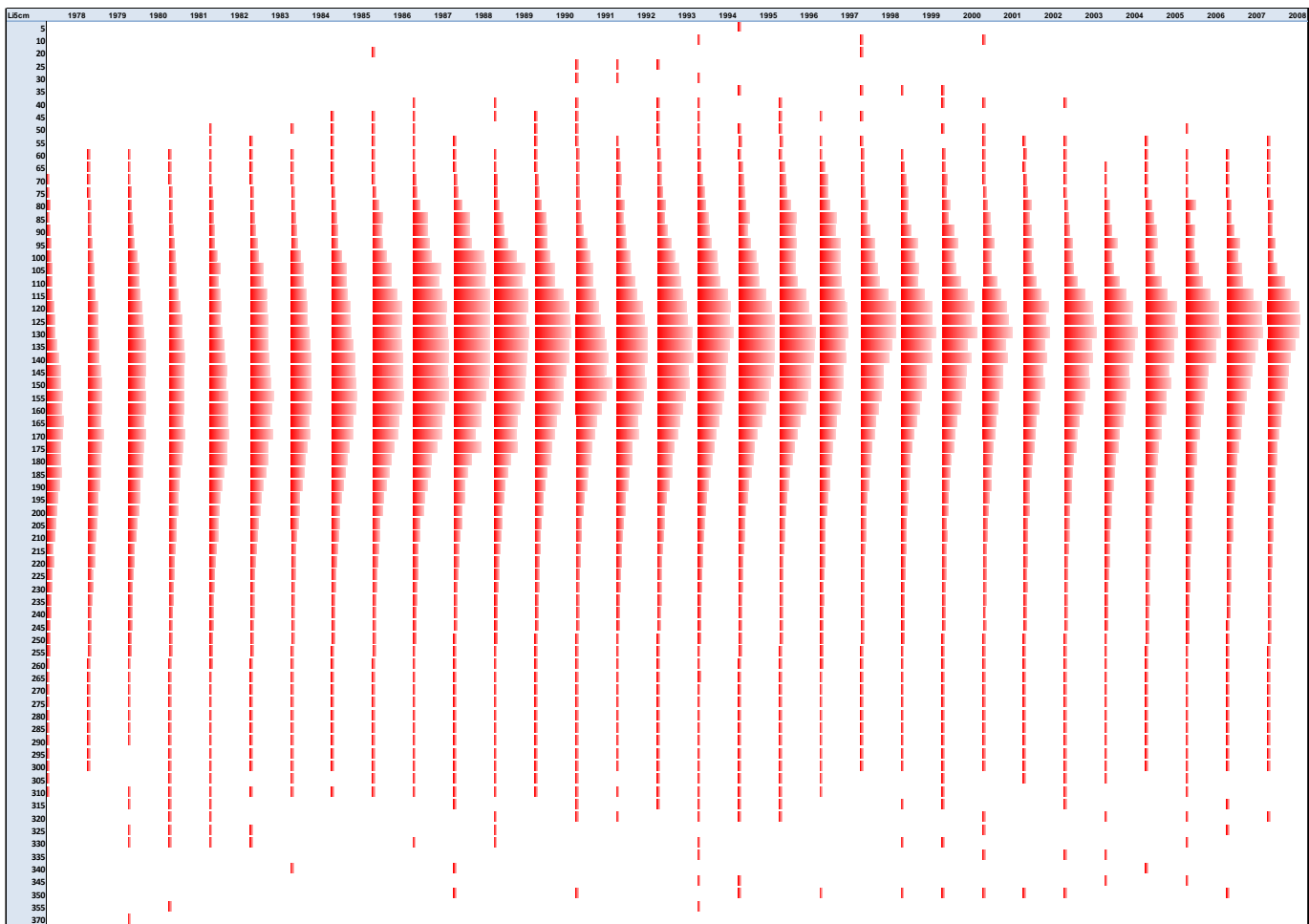


Figure 4. Catch at size for northern Atlantic swordfish (1978-2008).

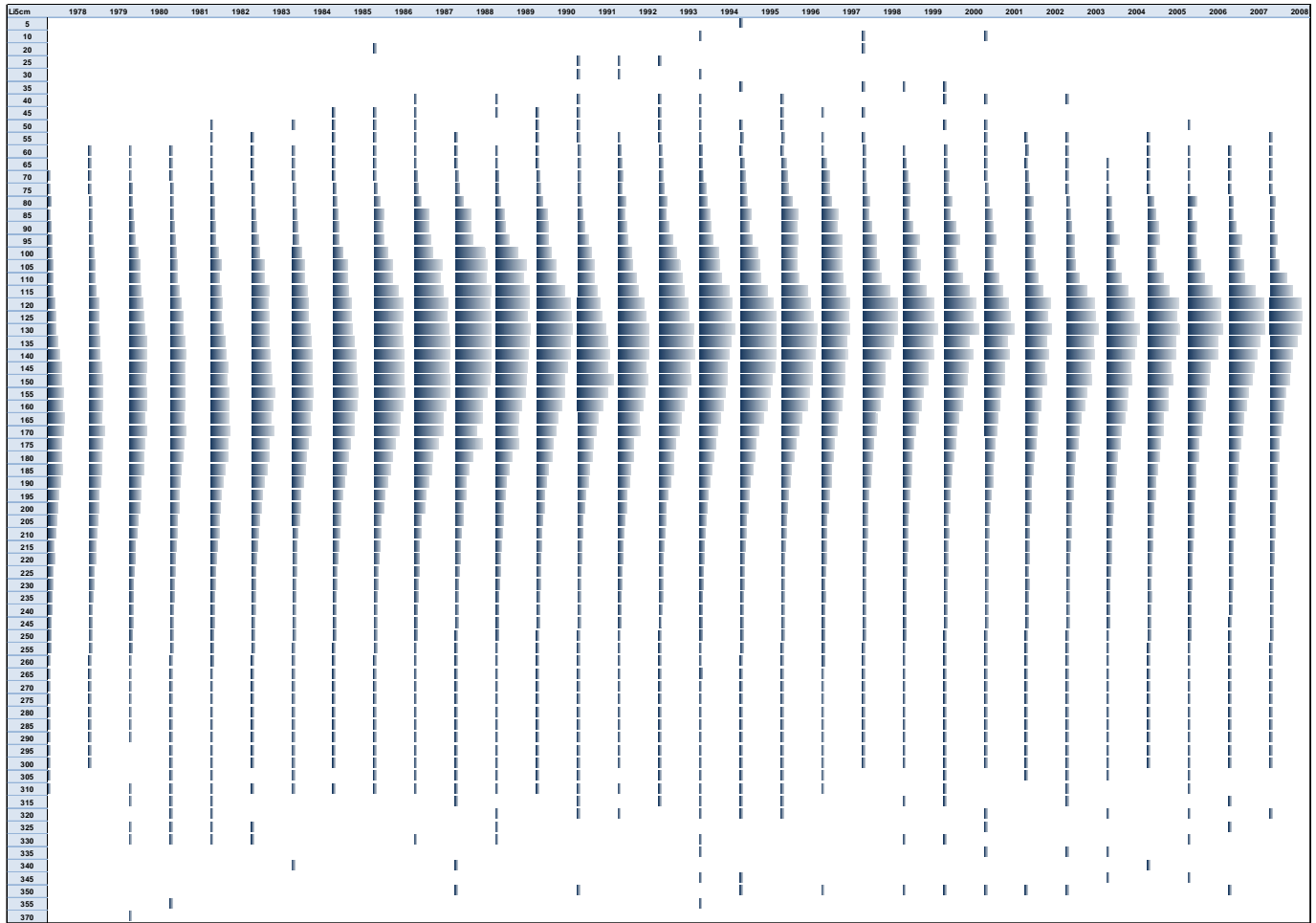


Figure 5. Catch at size for southern Atlantic swordfish (1978-2008).

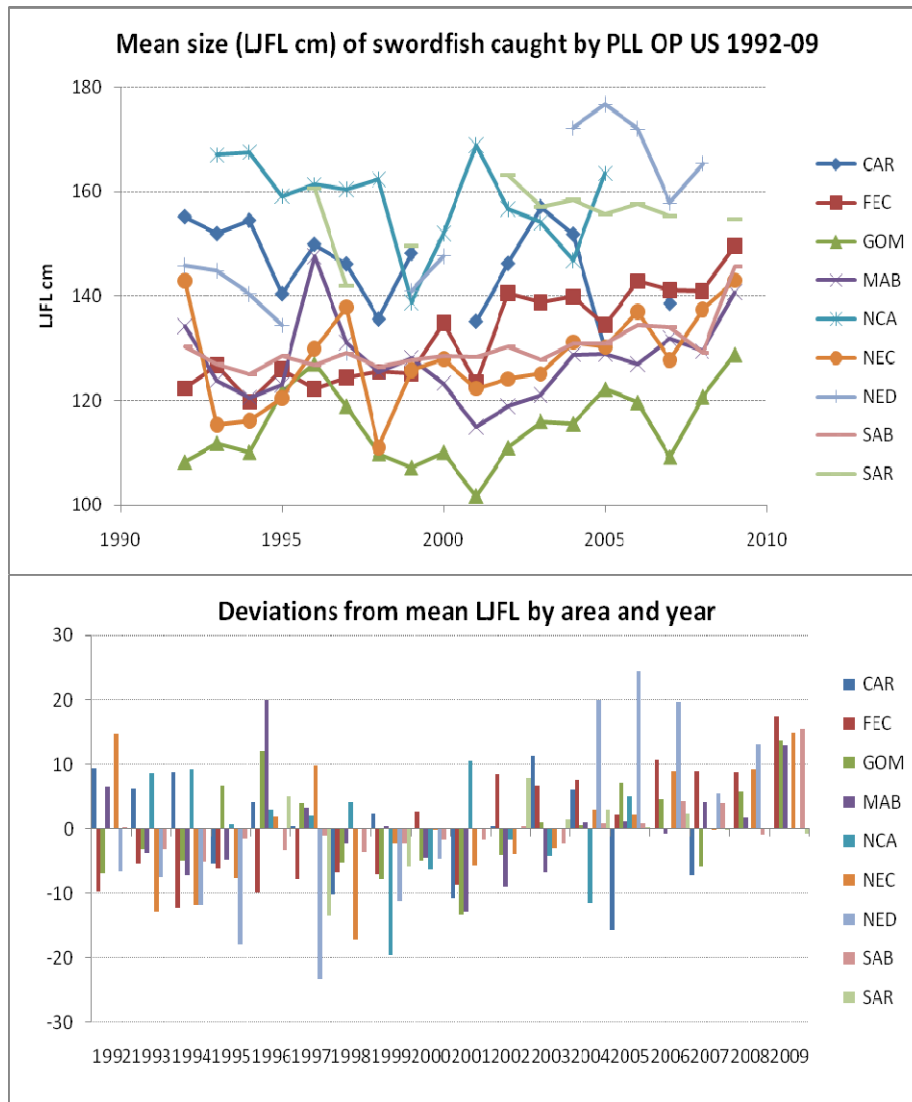


Figure 6. North swordfish: Annual trends of mean size of landed swordfish measure by scientific observers from the U.S. pelagic longline fleet by geographical areas in the western North Atlantic (FEC, MAB, NCA, NEC, NED, SAB, SAR), the Gulf of Mexico (GOM) and Caribbean Sea (CAR). The bottom plot shows the same information measure as annual deviations (in cm) from the mean size for each area (1990-2008). Positive trends indicates increase in mean size by year, negative trend indicates decrease in mean size by year.

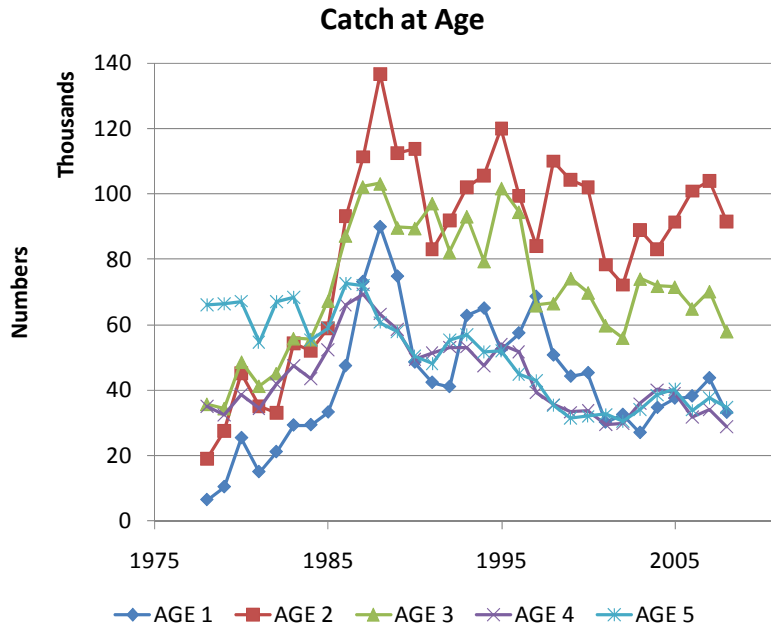


Figure 7. Catch at age for northern Atlantic swordfish converted from catch at size based on the unisex Gompertz growth curve.

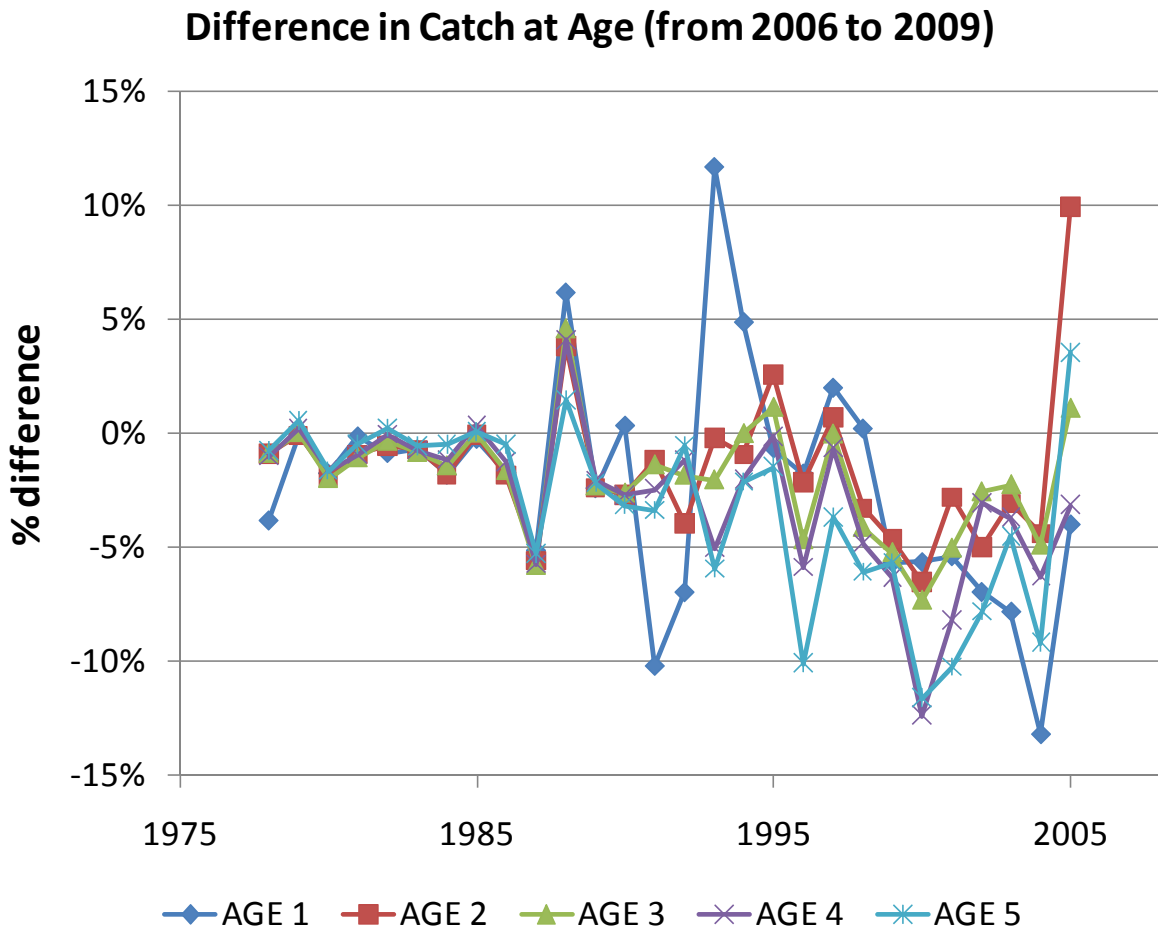


Figure 8. Differences in catch at age for northern Atlantic swordfish (1978-2005) produced in 2009 from the matrix produced in 2006. These differences are the result of updates to the catch at size data base since the prior assessment. Negative values appear in the bubble plot (lower) as uncolored spheres.

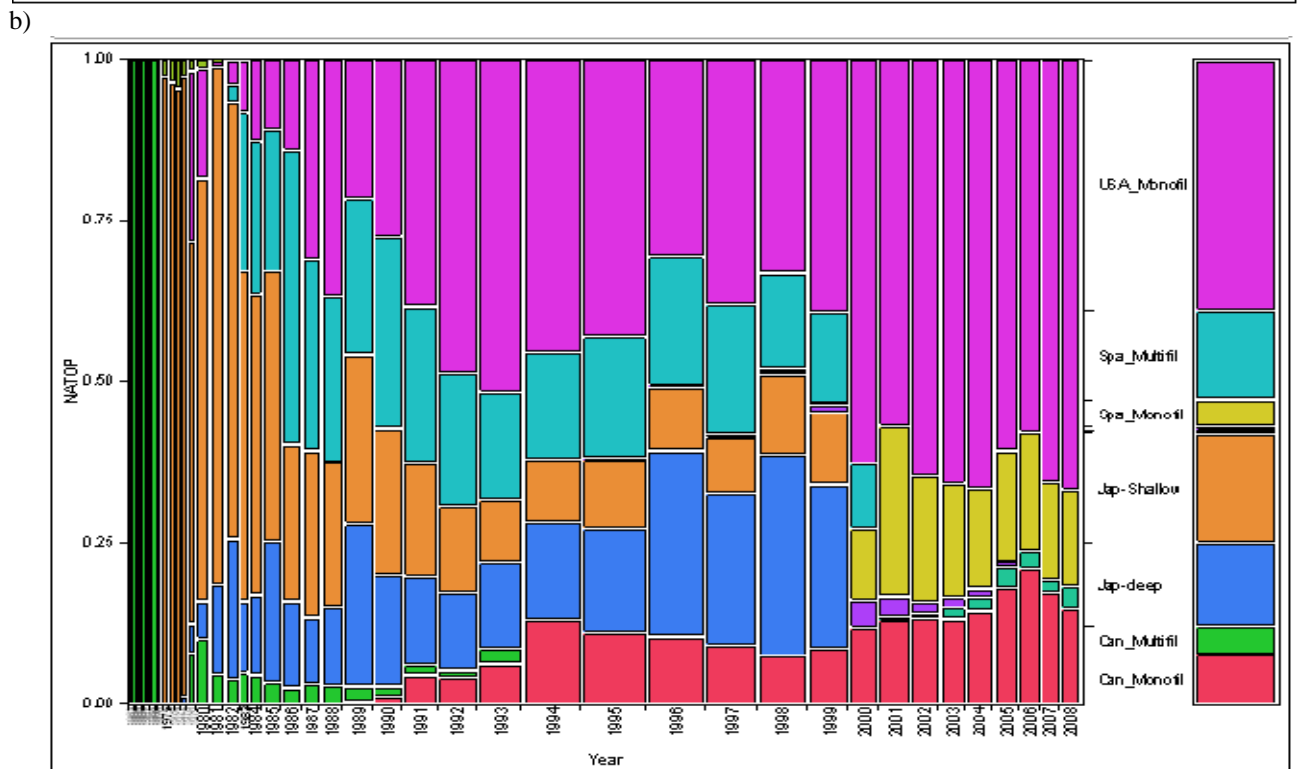
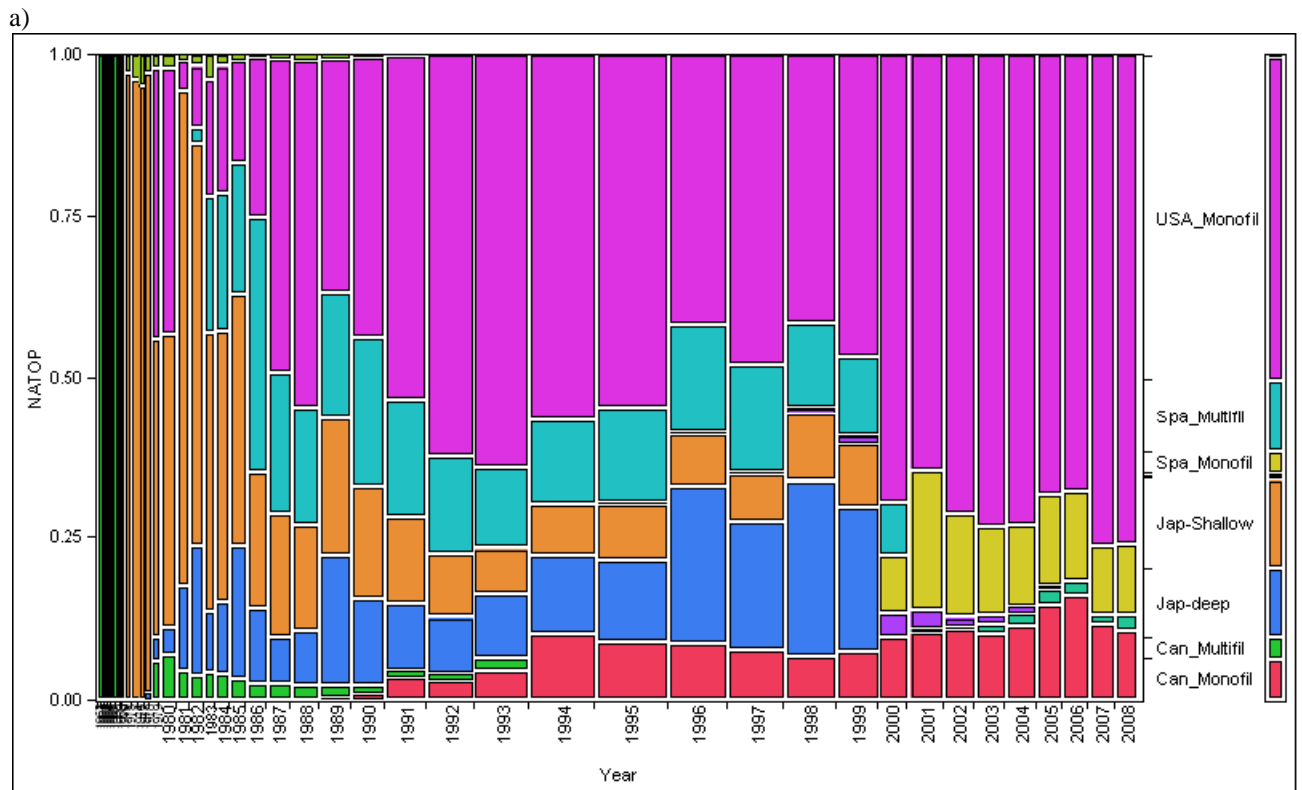


Figure 9. North swordfish: Mosaic plot showing comparison of sampling fraction when all U.S. LL observations are used (**A**) to sampling fraction after filtering U.S. data (**B**). The x-axis shows the year from the 1970s to 2008. The y-axis shows the sampling fraction from 0-100%. U.S. samples (monofilament) are shown in pink, EU-Spain (multifilament) in aqua, EU-Spain (monofilament) in tan, Japan (shallow) in orange, Japan (deep) in blue, Canada (multifilament) in green, Canada (monofilament) in red.

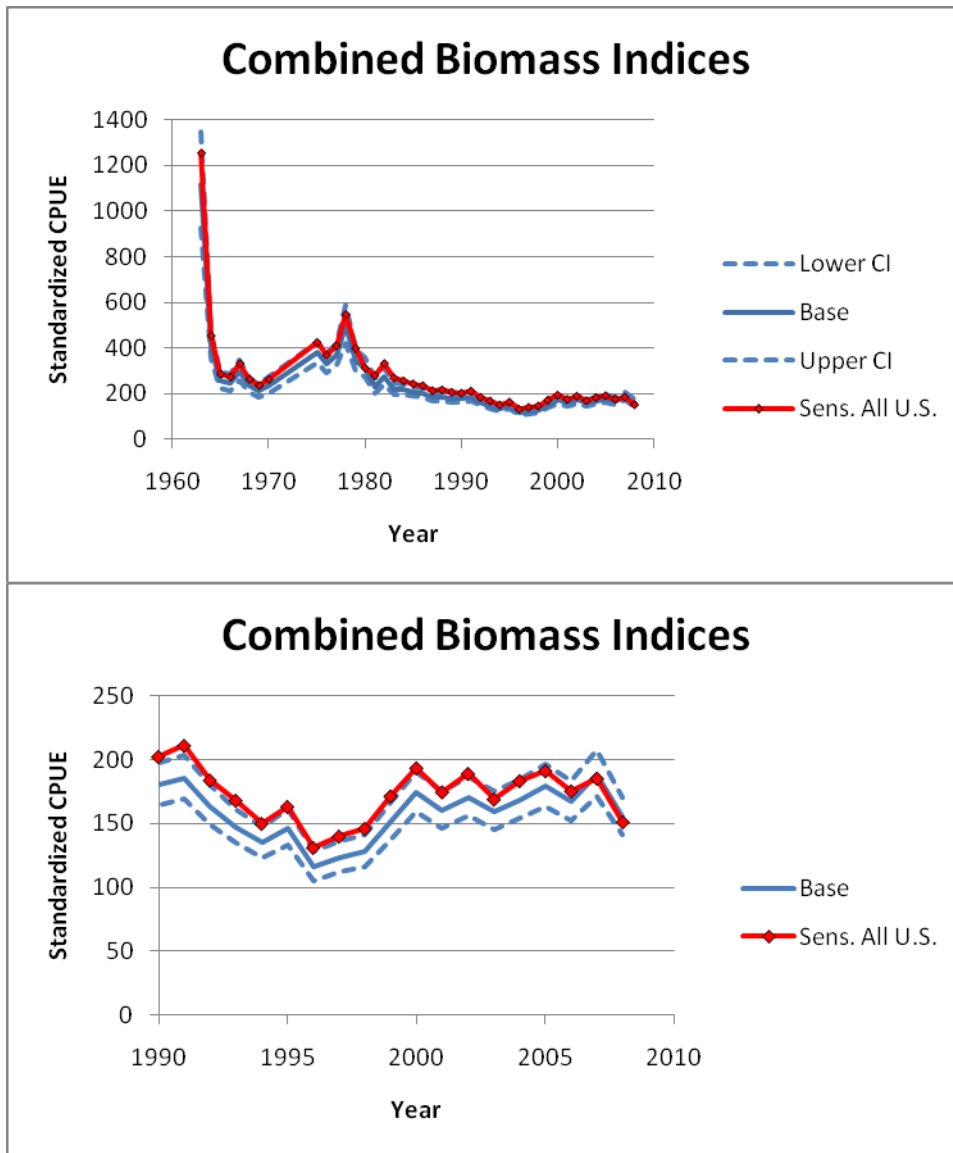


Figure 10. Top Panel: Combined biomass indices of abundance used for ASPIC and BSP models runs for North Atlantic swordfish. The base index (blue) was constructed with selected data from the U.S. pelagic longline. The sensitivity index (red) contains all the U.S. pelagic longline data. The dashed blue lines are the upper and lower 80% confidence intervals of the base index. Bottom panel: a detailed expansion of the recent time period (1990-2008).

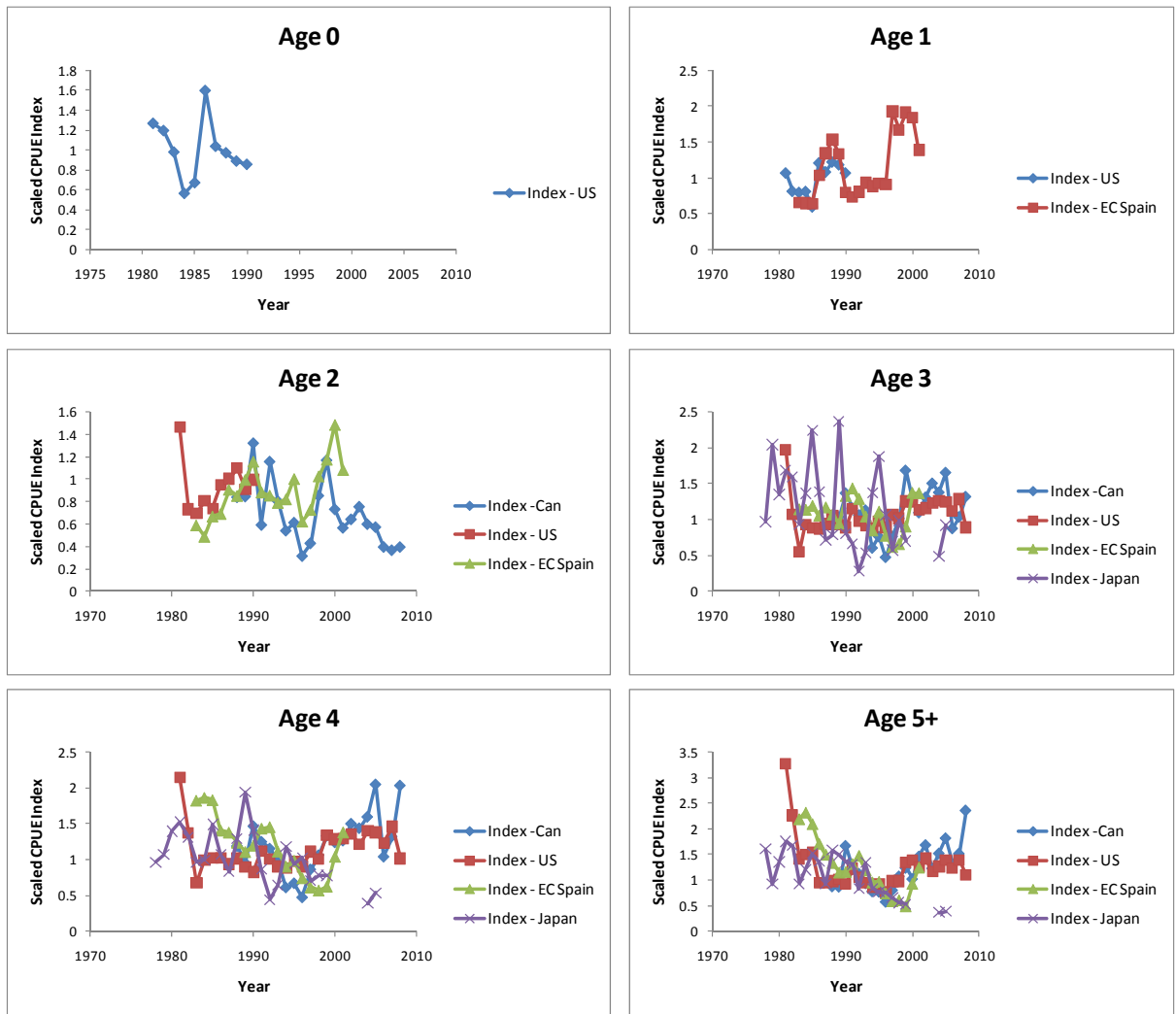


Figure 11. North swordfish: Available age-specific “unisex” indices for the VPA model. The age-0 index was not used since the VPA was run on ages 1-5+.

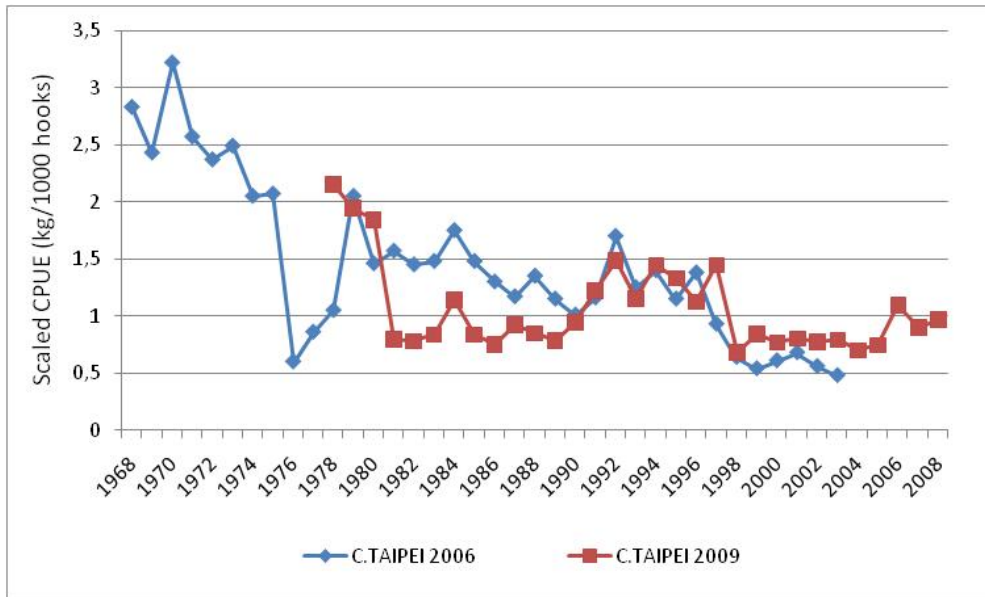


Figure 12. The patterns in standardized catch rates for southern Atlantic swordfish across time from two by-catch fisheries (CPUE series are scaled to their mean for the overlapping years).

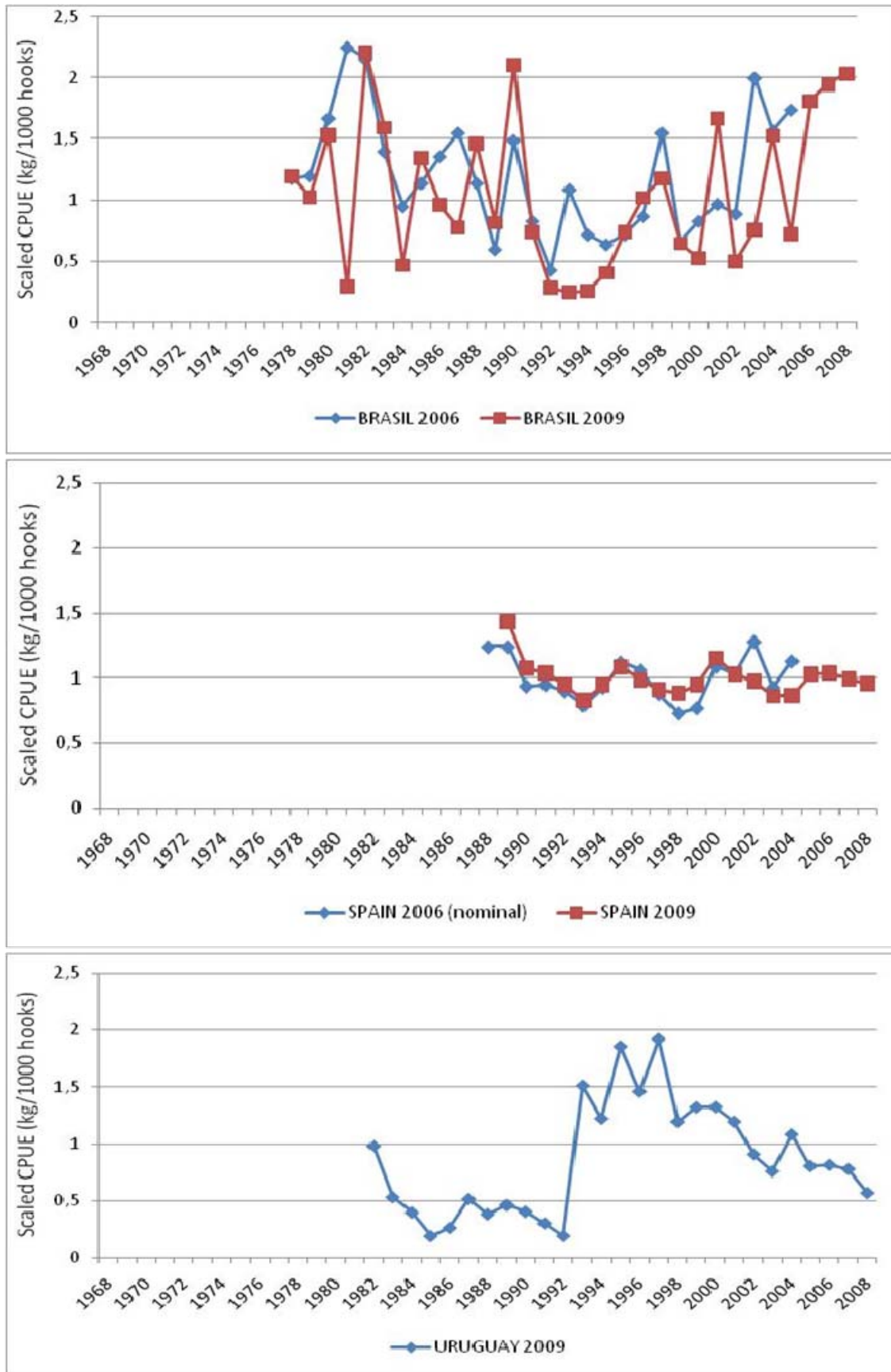


Figure 13. The patterns in standardized catch rates for southern Atlantic swordfish across time from three targeting fisheries (CPUE series are scaled to their mean for the overlapping years).

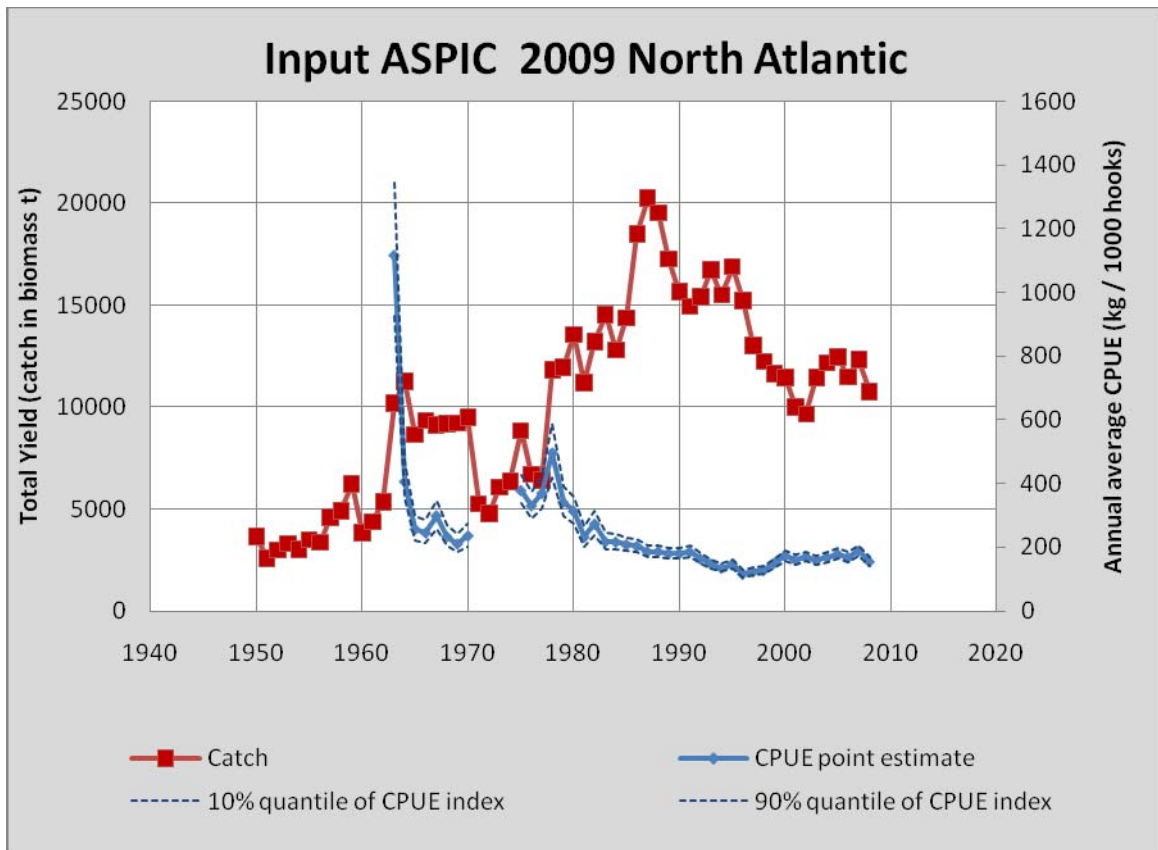


Figure 14. North Atlantic swordfish data used as input in ASPIC.

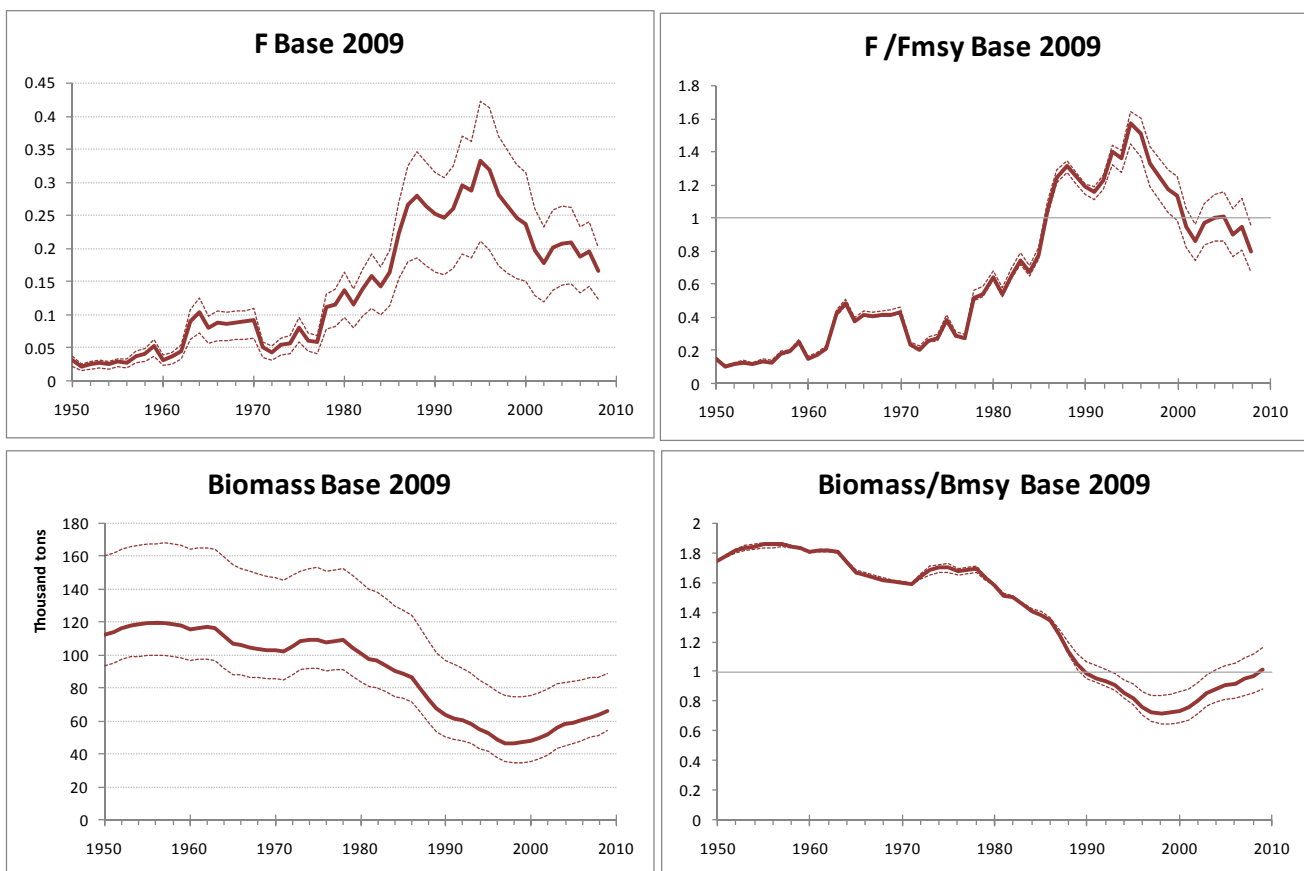


Figure 15. North Atlantic swordfish absolute and relative biomass and fishing mortality estimated by ASPIC base case.

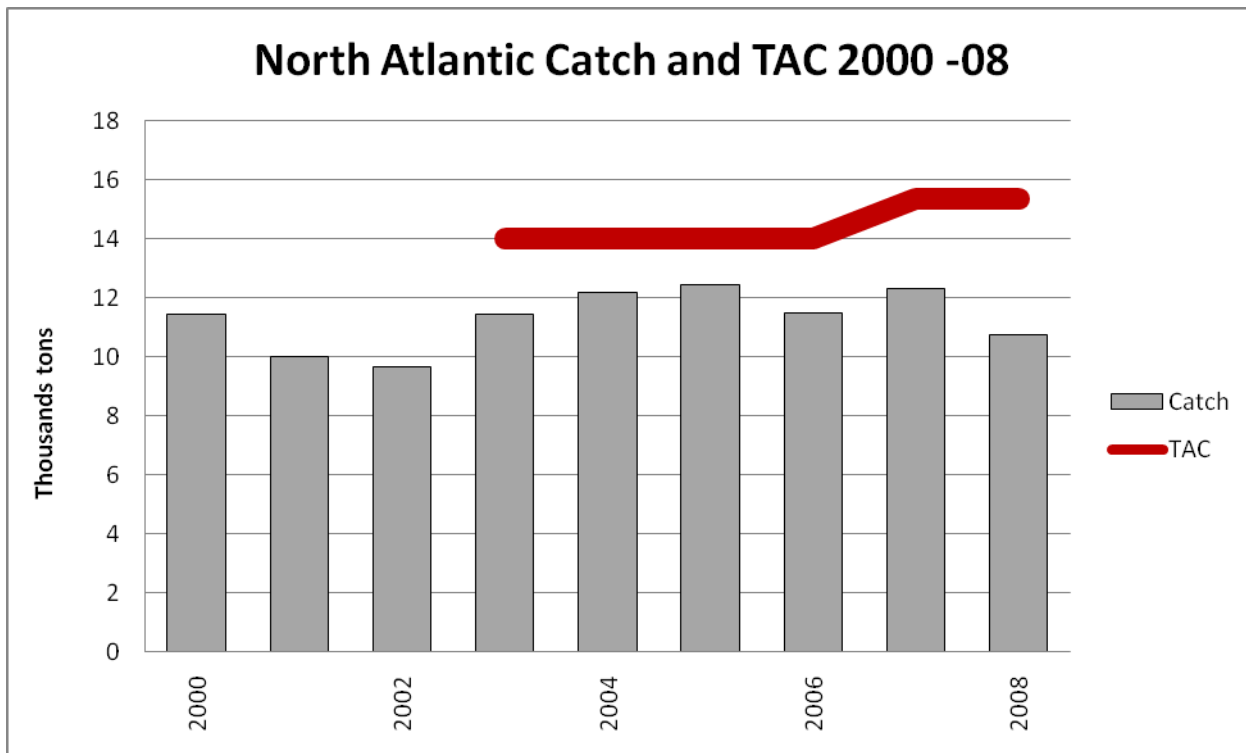


Figure 16. Comparison of North Atlantic swordfish catches and TAC in the recent period.

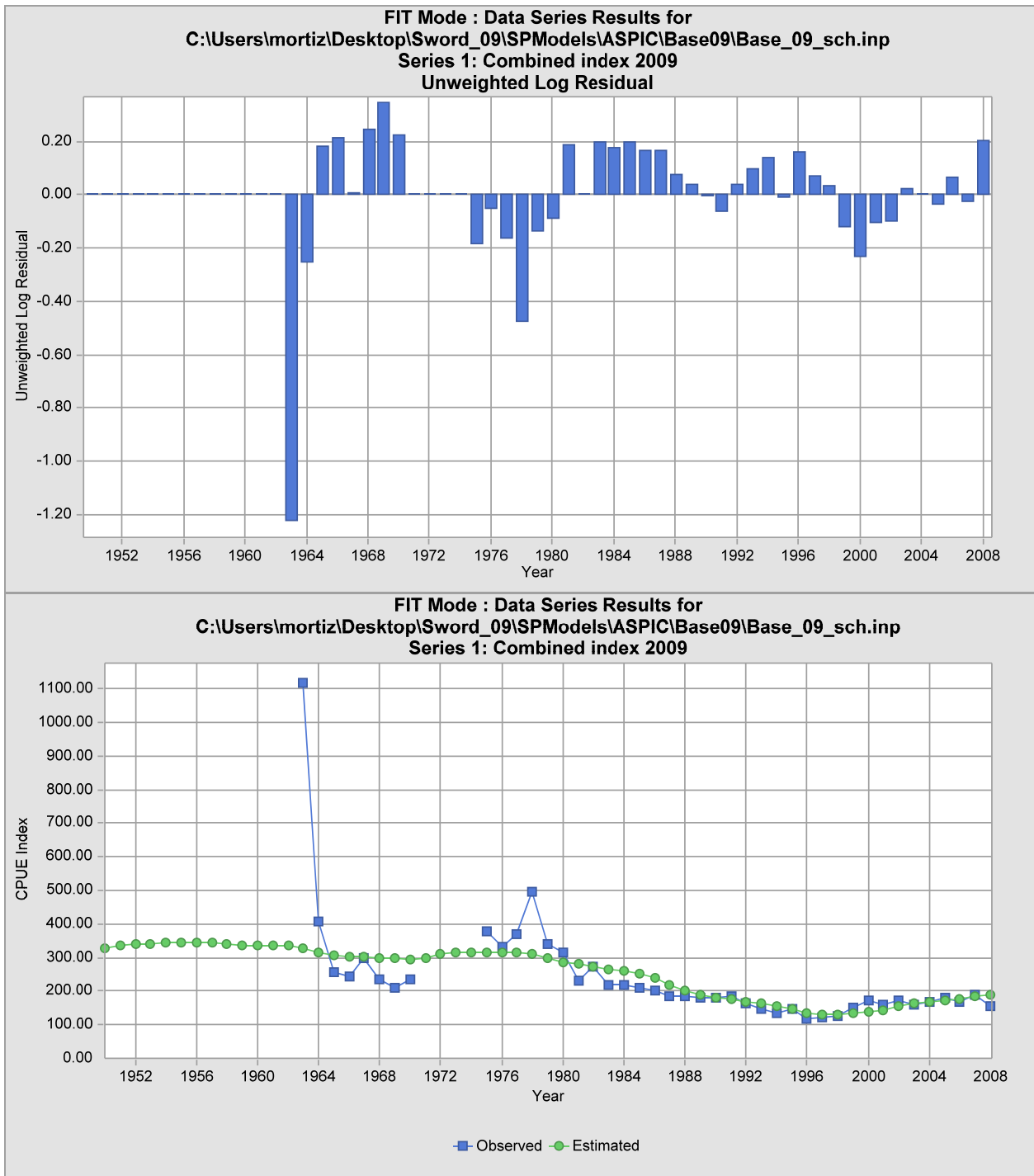


Figure 17. North Atlantic swordfish ASPIC Base case abundance indices fit.

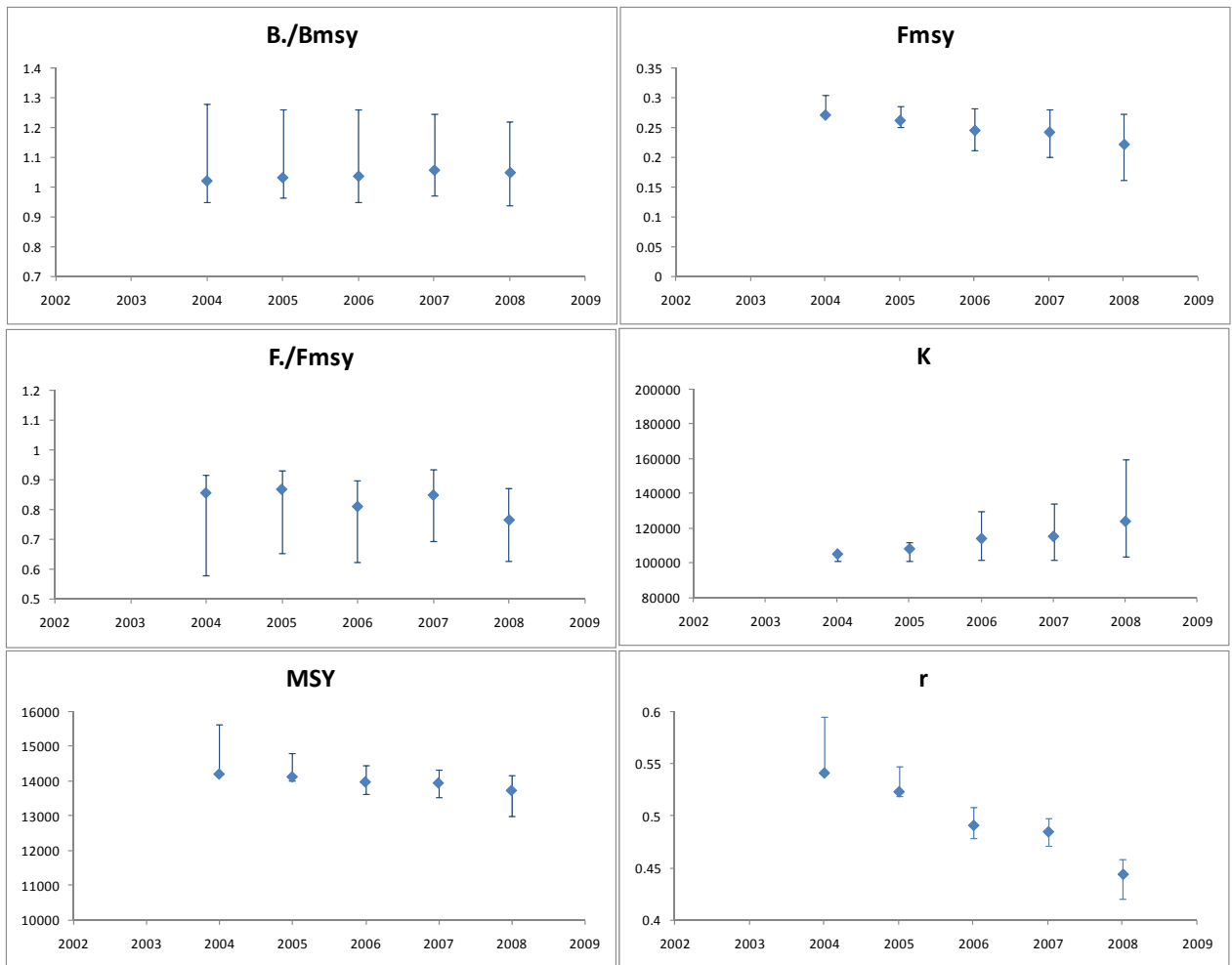


Figure 18. Sensitivity run North Atlantic swordfish ASPIC Base case retrospective estimates benchmarks with estimated 80% confidence intervals.

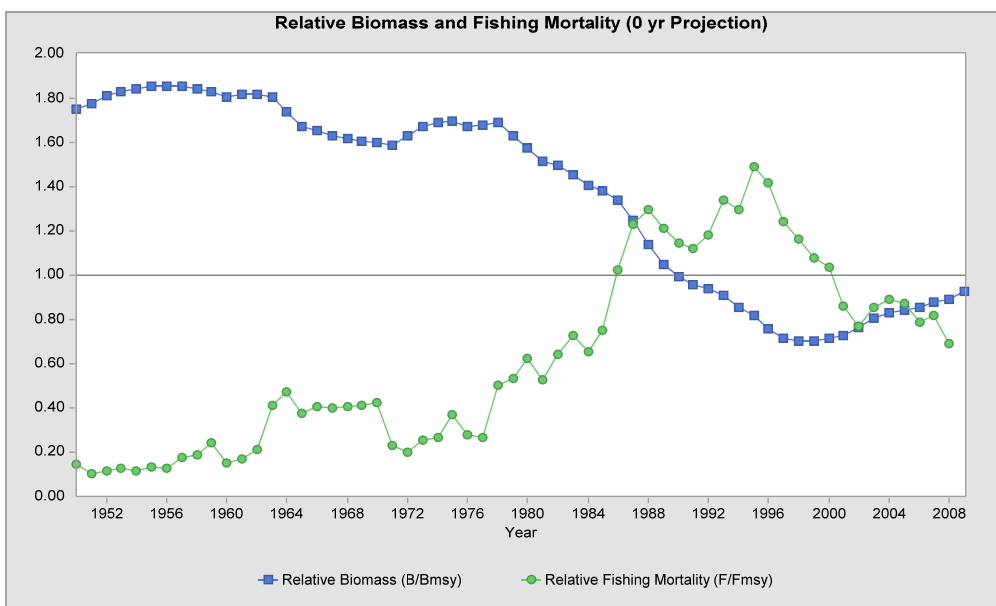


Figure 19. Sensitivity run: North Atlantic swordfish relative biomass and fishing mortality estimated by sensitive run of ASPIC using a combined biomass index of abundance that included all the observations from the United States pelagic fisheries.

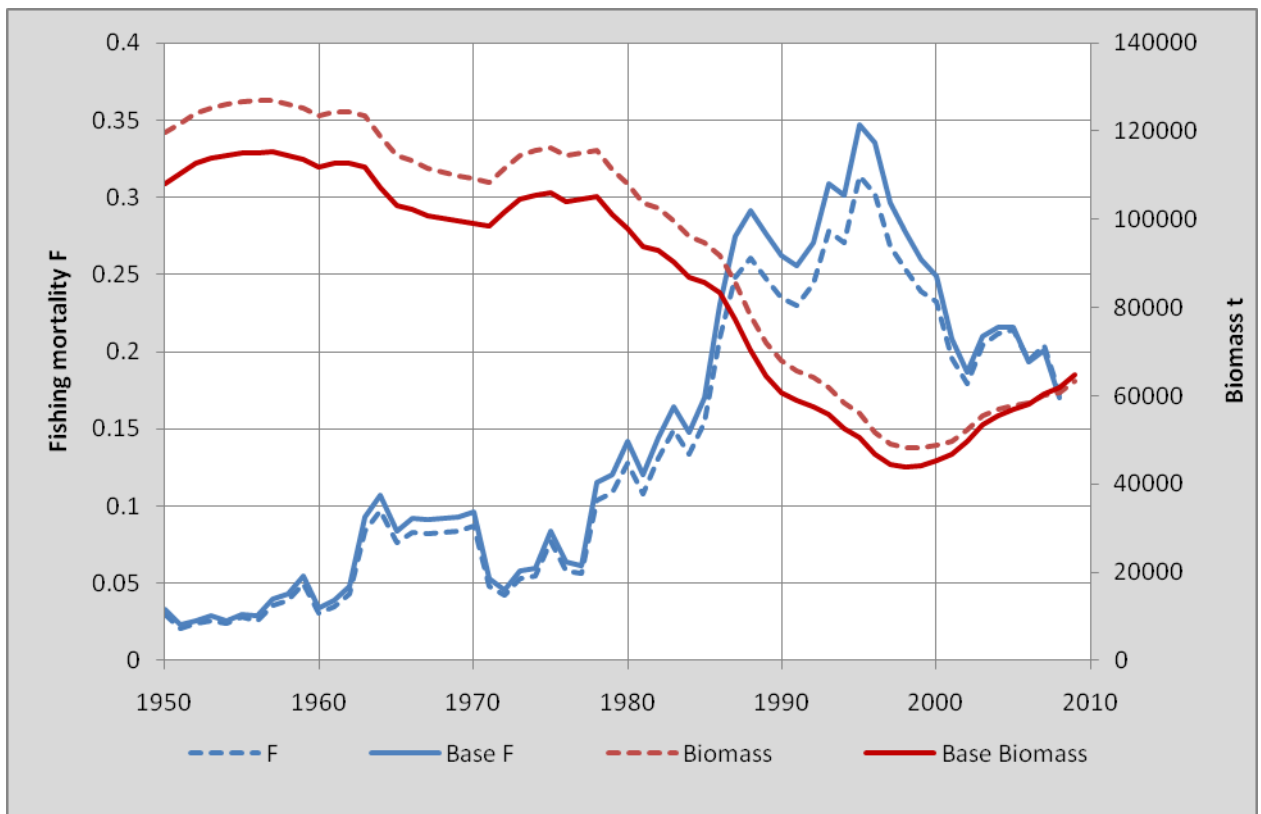
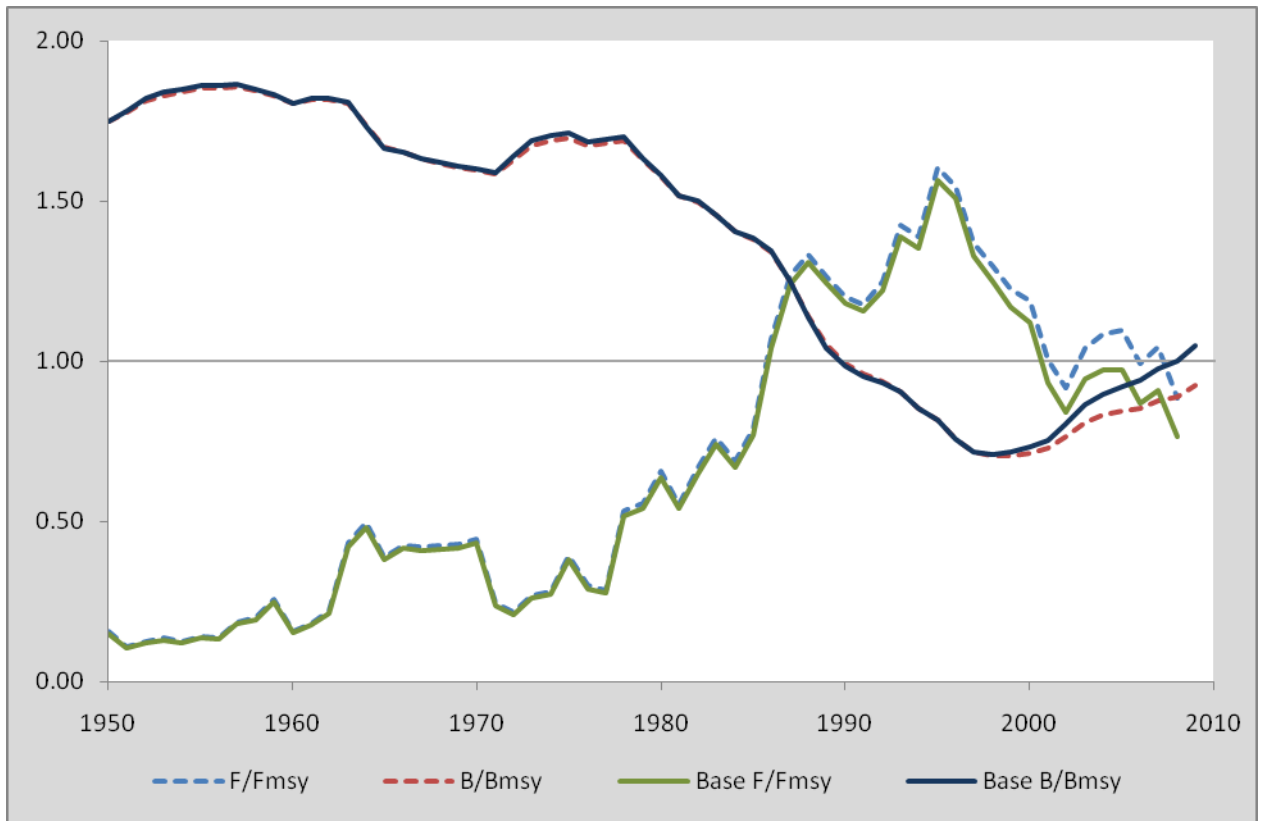


Figure 20 Sensitivity run: comparison of North Atlantic swordfish relative biomass and fishing mortality trends estimated by the base case (solid line) and a sensitivity run (broken line) that included all the observations from the United States pelagic fisheries.

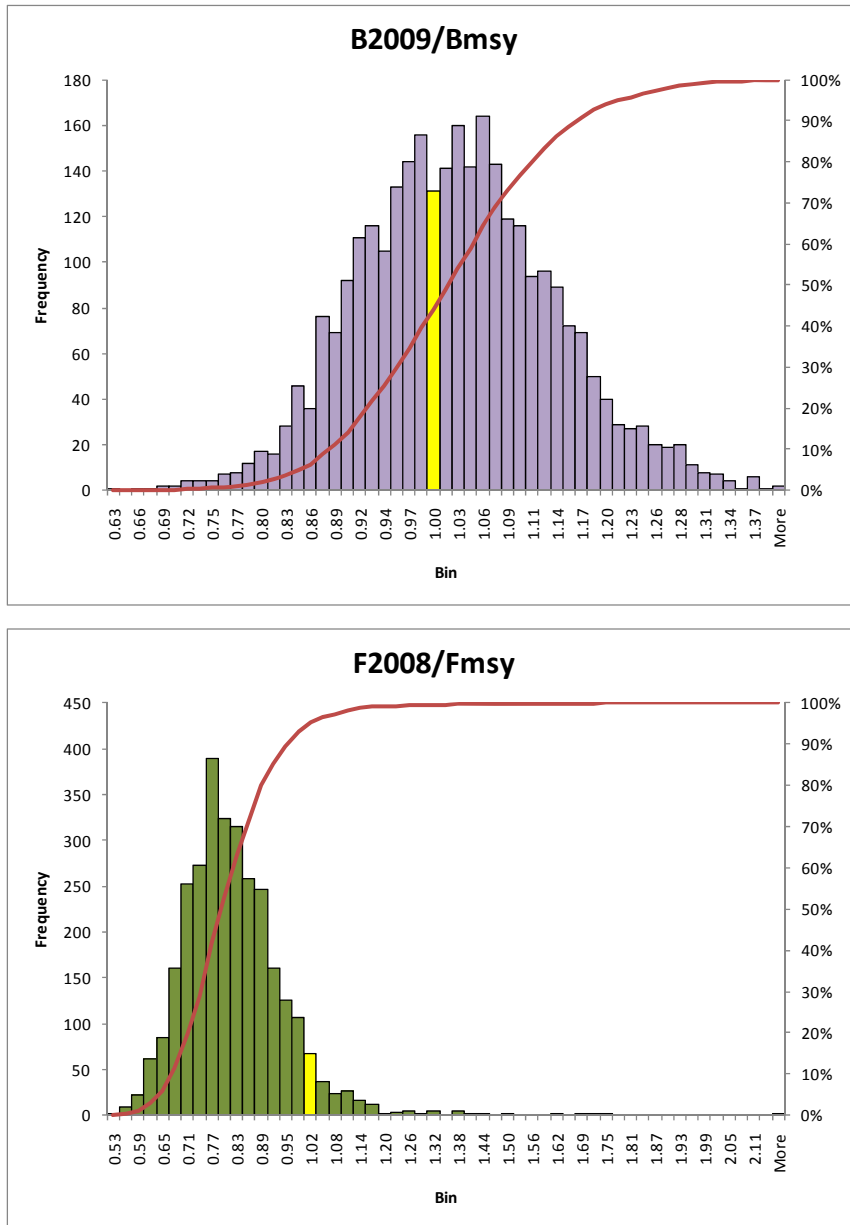


Figure 21. Histograms and cumulative frequency distributions of estimated B_{2009}/B_{MSY} and F_{2008}/F_{MSY} for North Atlantic swordfish base case 2009. The region highlighted in yellow contains the estimate at reference point of one (B_{MSY} , F_{MSY}).

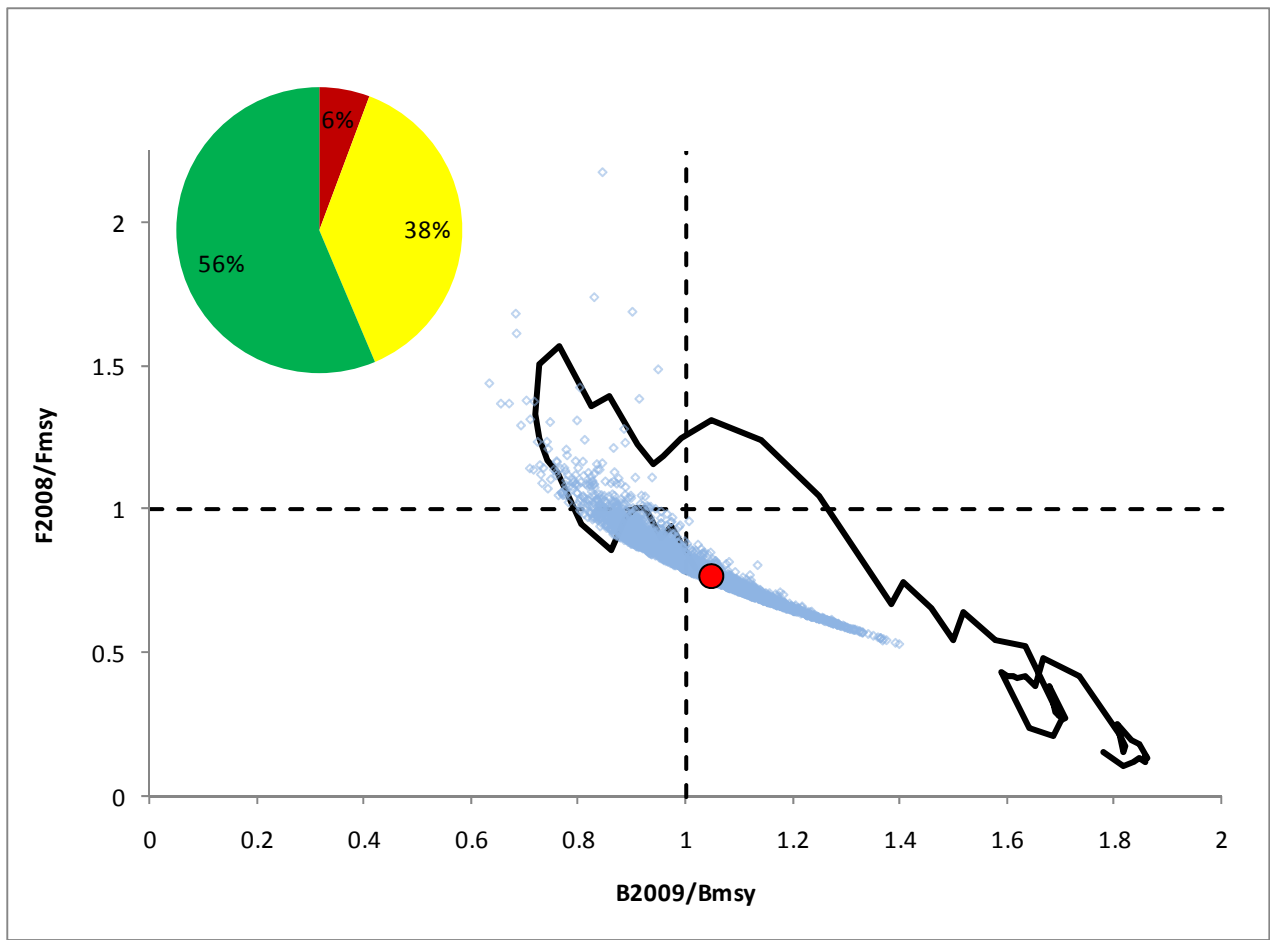


Figure 22. North swordfish: Summary figure of the current northern Atlantic swordfish stock status which includes different representation of the bootstraps results of the base ASPIC base model: percentage, phase-plots (red dot corresponds to the deterministic result) and stock status trajectories for the period 1950-2008.

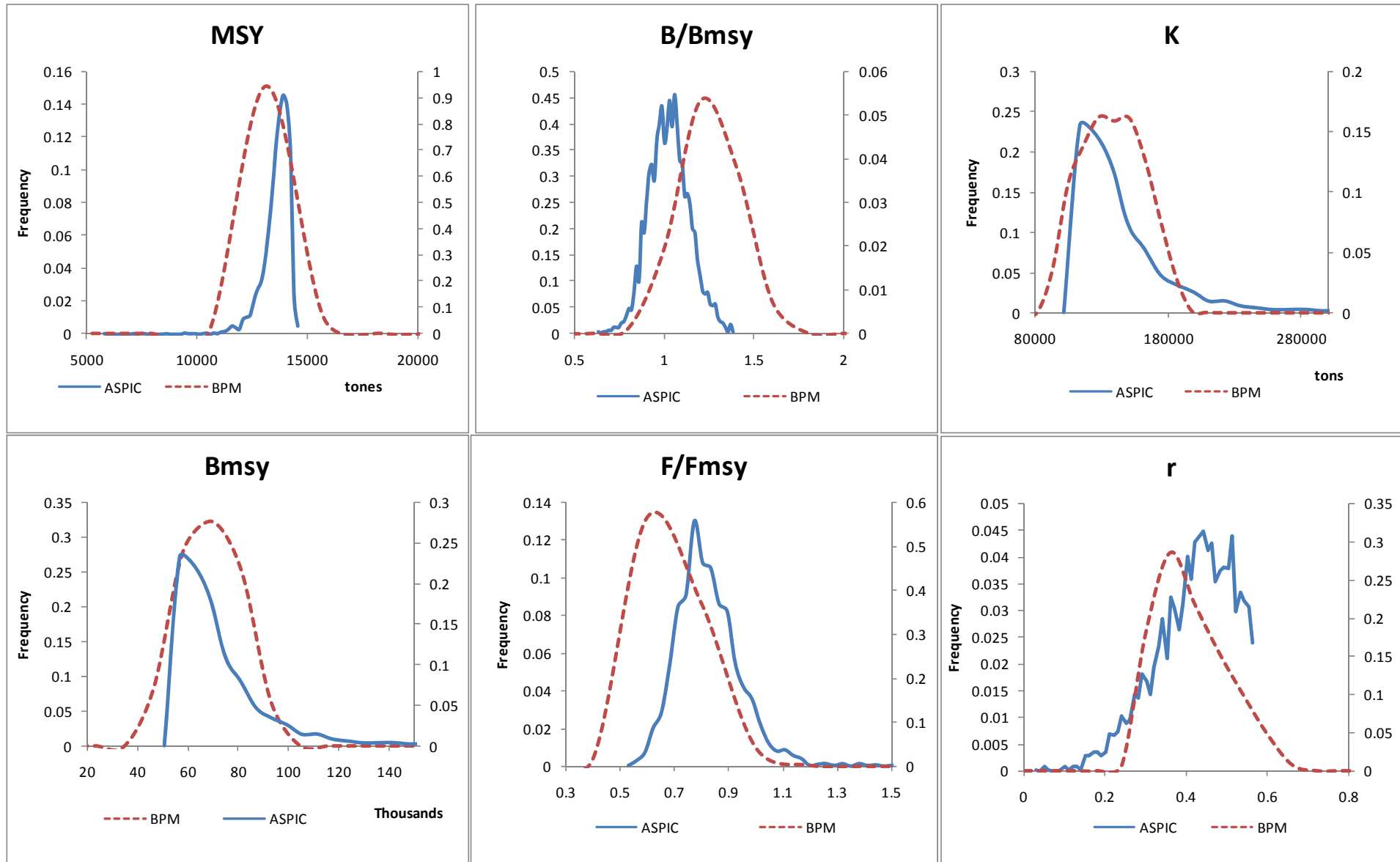


Figure 23. North swordfish: Comparison of the bootstrap estimates from ASPIC base run (solid line) and the posterior distribution from the Bayesian production model (BPM, broken line) of benchmarks estimates for the swordfish northern stock.

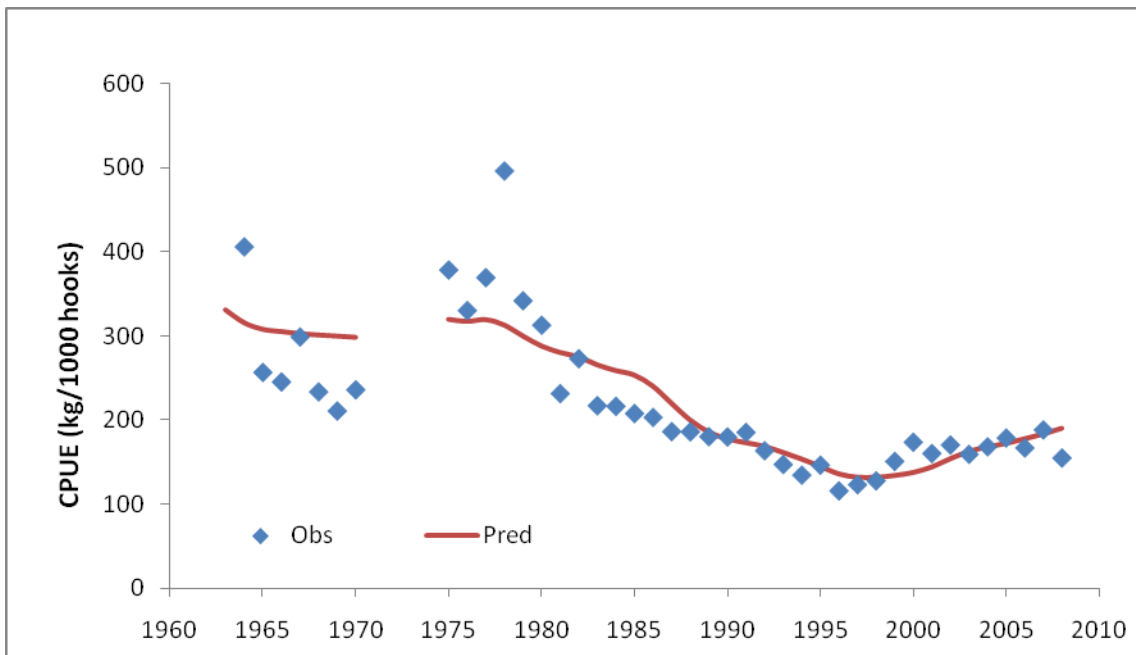


Figure 24. North swordfish: CPUE fit for the Bayesian production model (BPM) for the swordfish northern Atlantic stock.

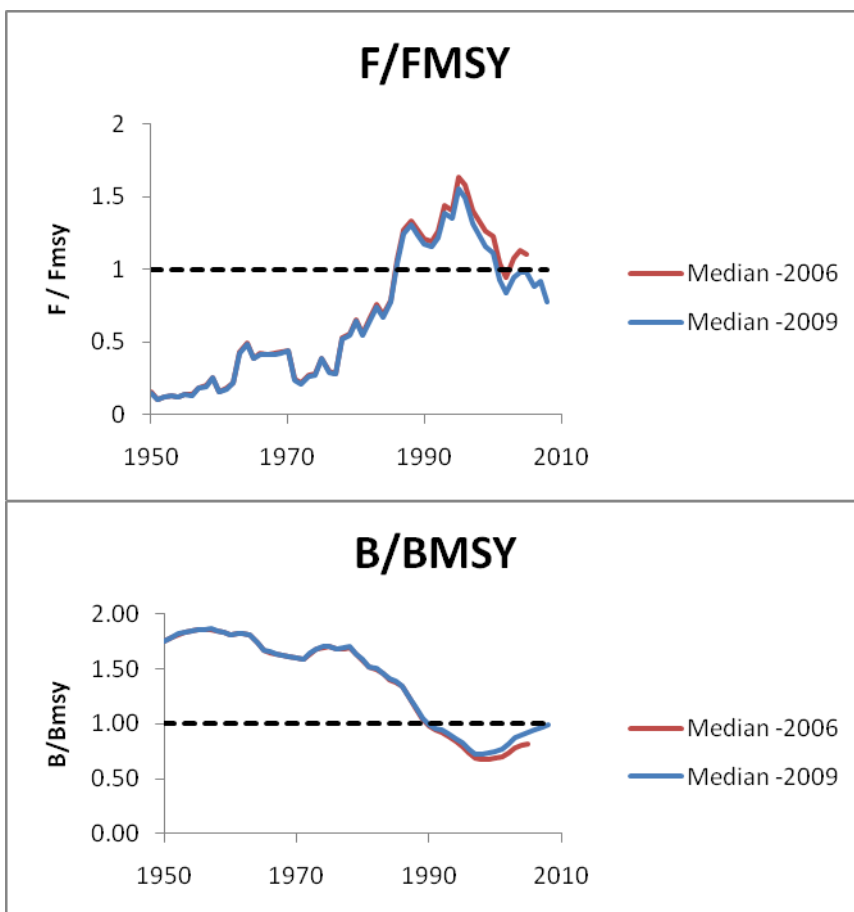


Figure 25. North swordfish: Comparison of biomass and F ratios trends from the ASPIC base models of 2006 and 2009.

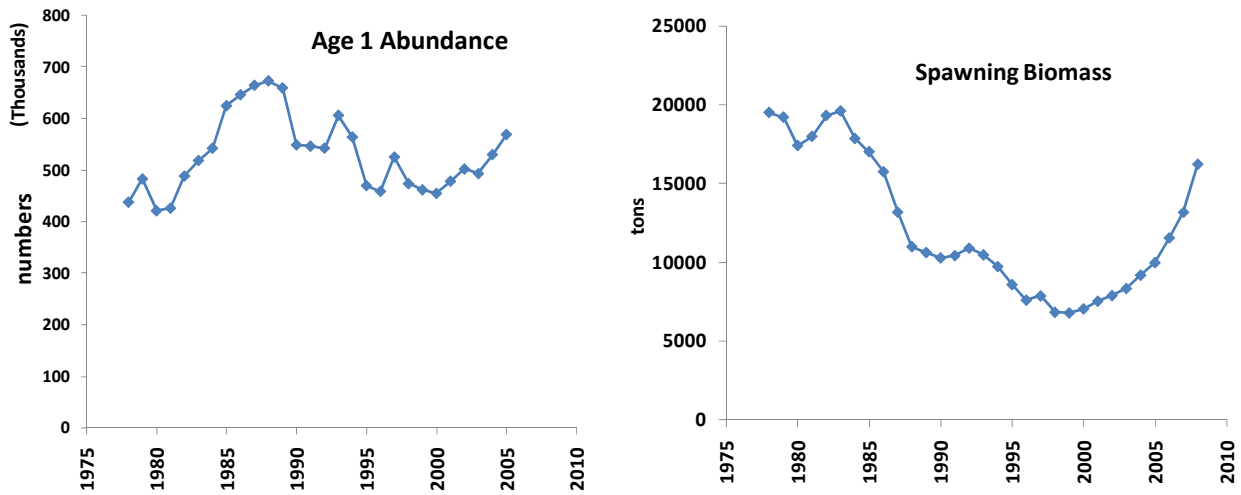


Figure 26. Base VPA estimates of North Atlantic swordfish recruitment and mid-year spawning.

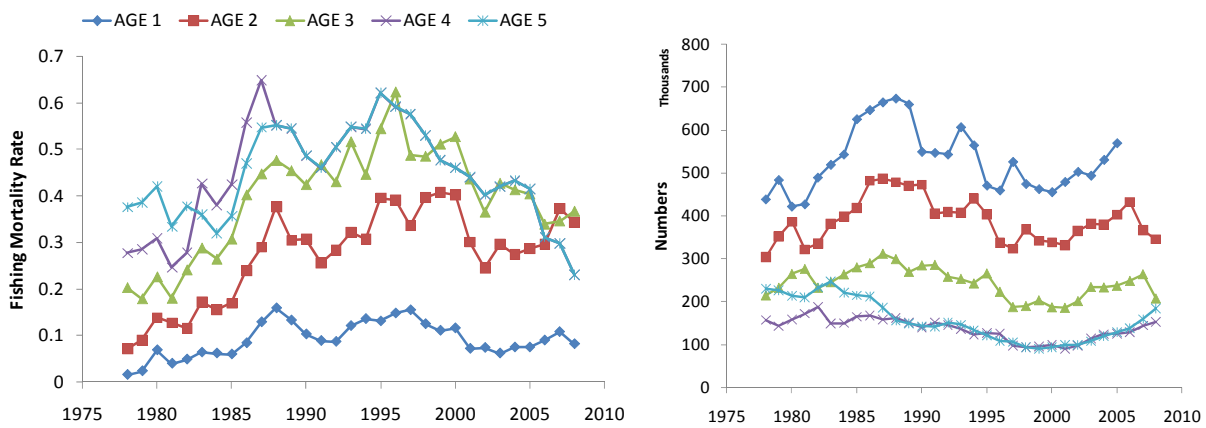


Figure 27. North swordfish: Estimates of fishing mortality rate and abundance of North Atlantic swordfish ages 1-5+ from base VPA.

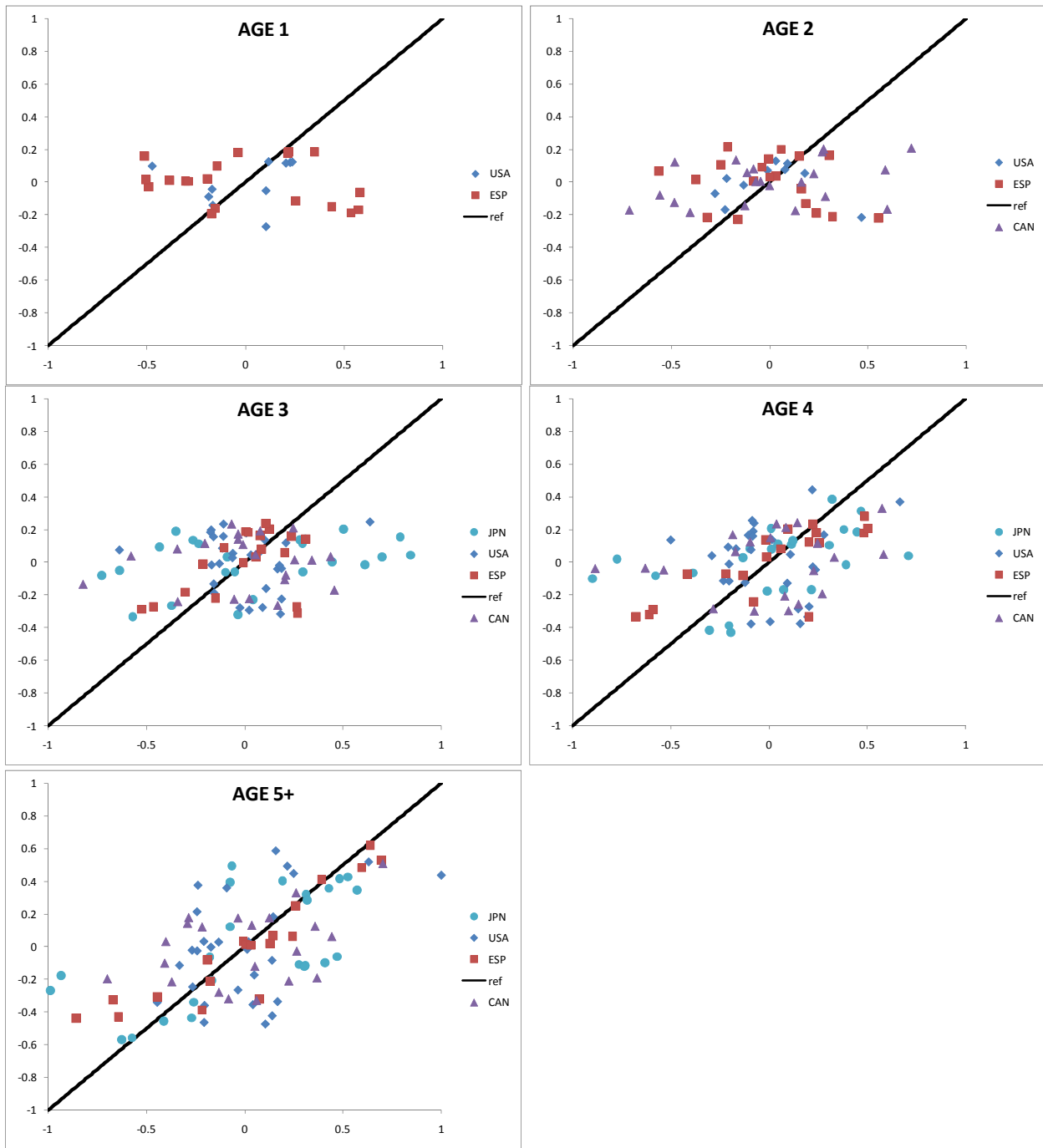


Figure 28. North swordfish: Predicted versus observed values of indices (divided by their respective series means) on logarithmic scale. Squares, triangles, circles and diamonds represent indices from Spain, Canada, Japan and the United States.

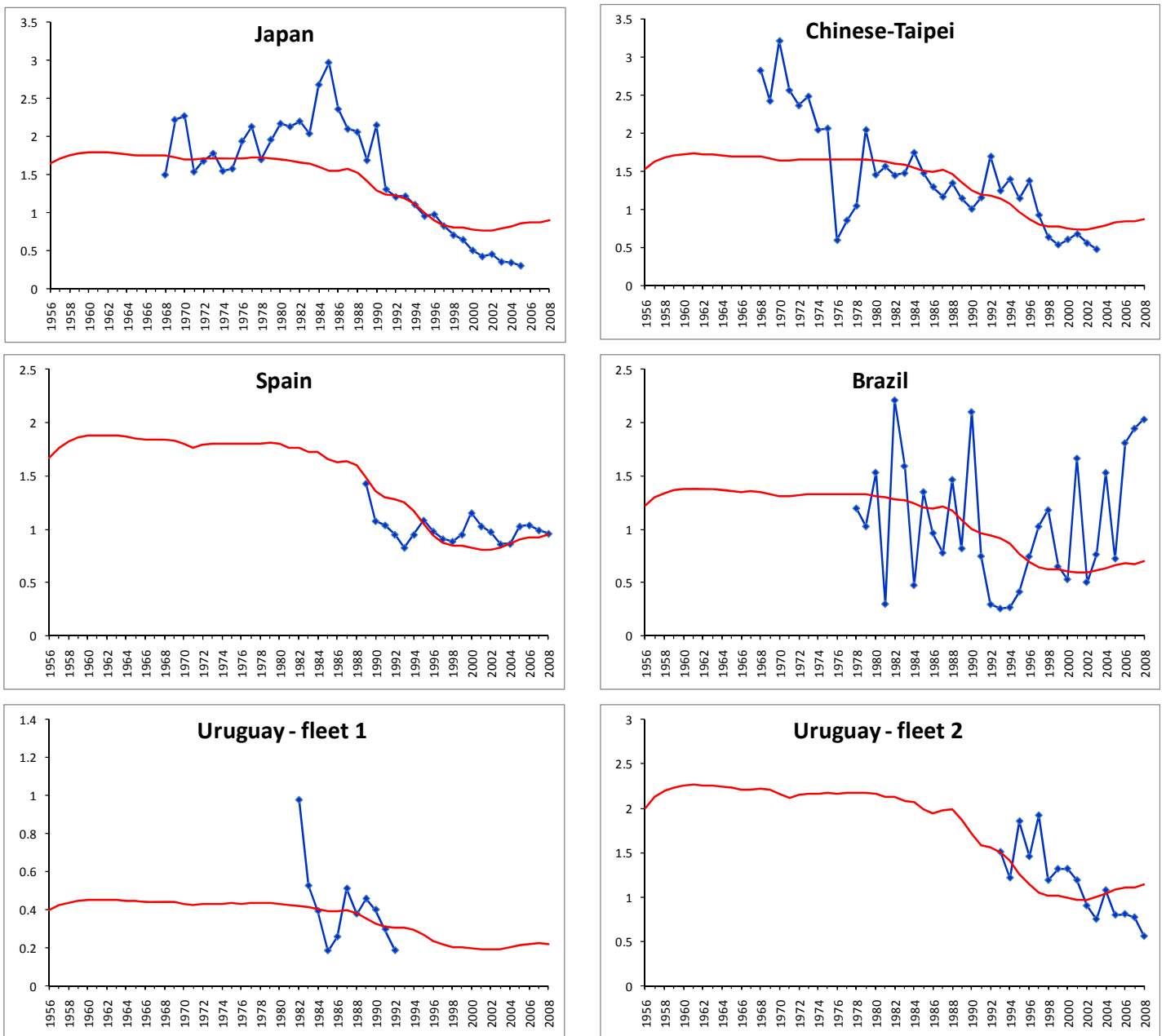


Figure 29. South swordfish: Observed indices of abundance (blue line) and estimated index (red line) by the surplus production model (ASPIC) for South Atlantic swordfish.

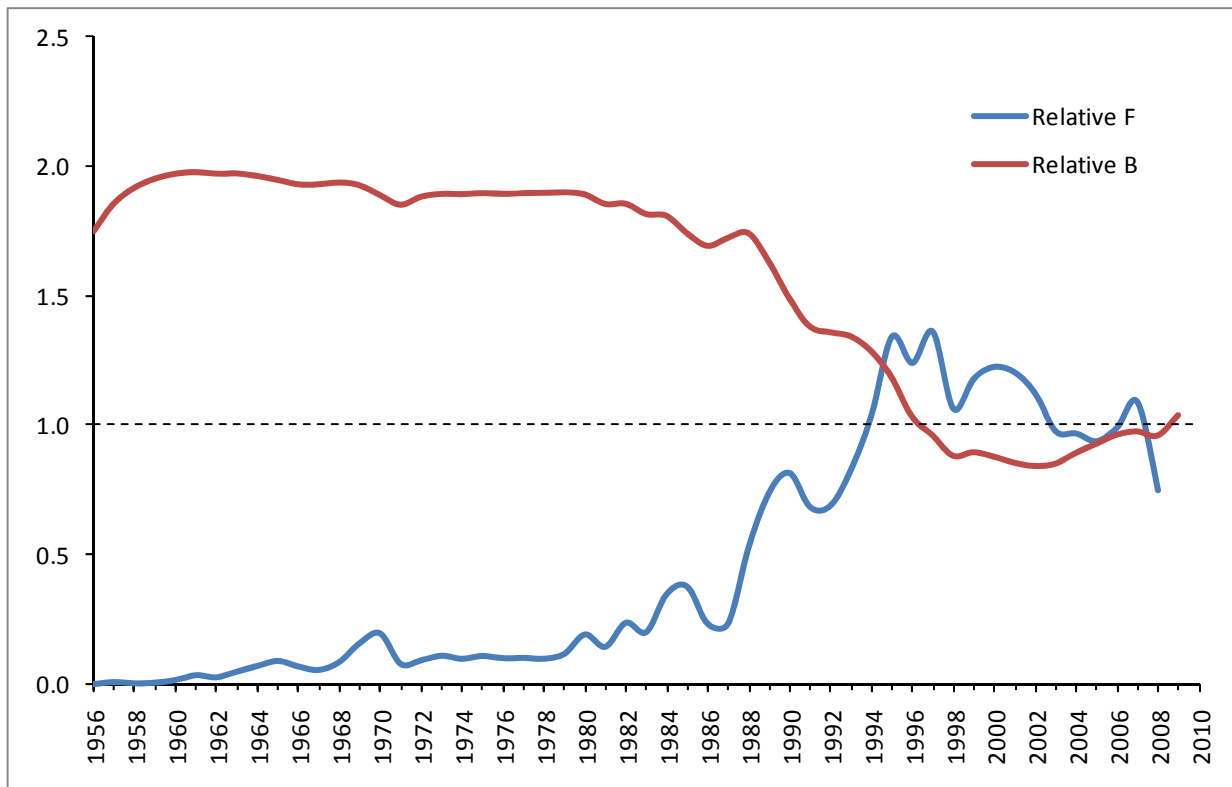


Figure 30. Relative biomass (B/B_{MSY}) and relative fishing mortality (F/F_{MSY}) trajectories estimated by ASPIC for the base case for South Atlantic swordfish.

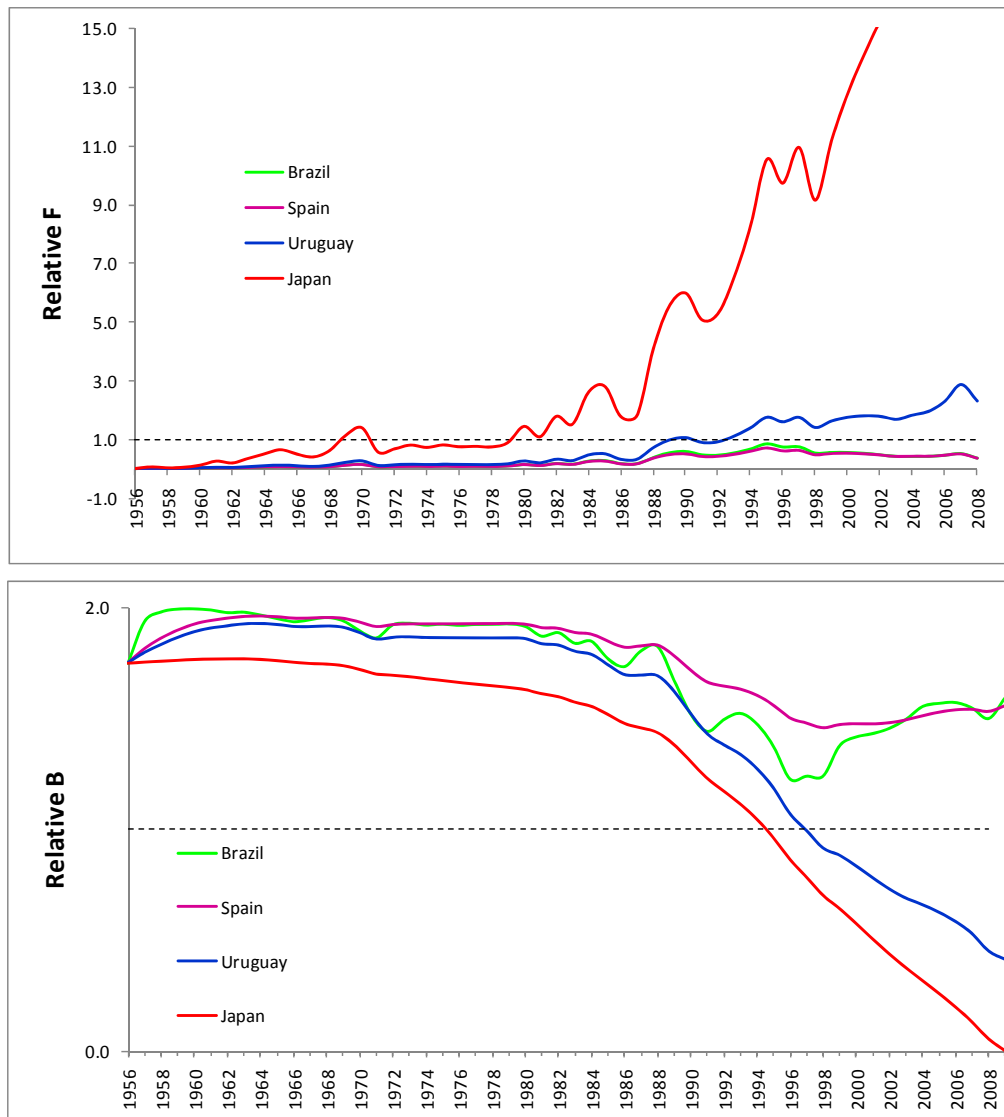


Figure 31. South swordfish sensitivity runs: Relative fishing mortality (F/F_{MSY}) (upper panel) and relative biomass (B/B_{MSY}) (lower panel) trajectories estimated by ASPIC for each individual fleet run for South Atlantic swordfish. Note that there are no trajectories plotted for the Chinese Taipei fleet as the model failed to converge.

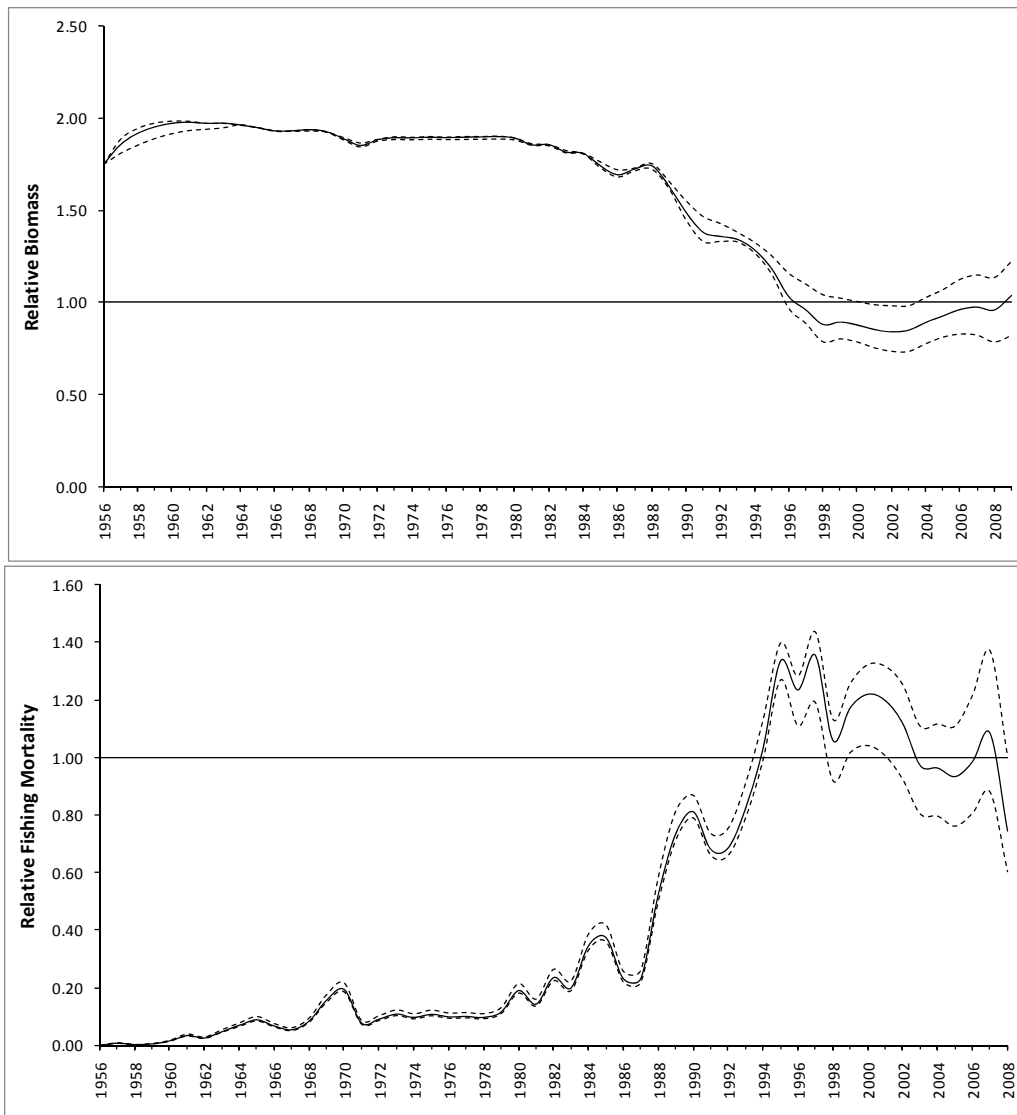


Figure 32. South swordfish: Relative biomass (B/B_{MSY}) (upper panel) and relative fishing mortality (F/F_{MSY}) (lower panel) trajectories estimated by 500 bootstraps of the base case for South Atlantic swordfish. Dashed lines correspond to the 80% confidence interval.

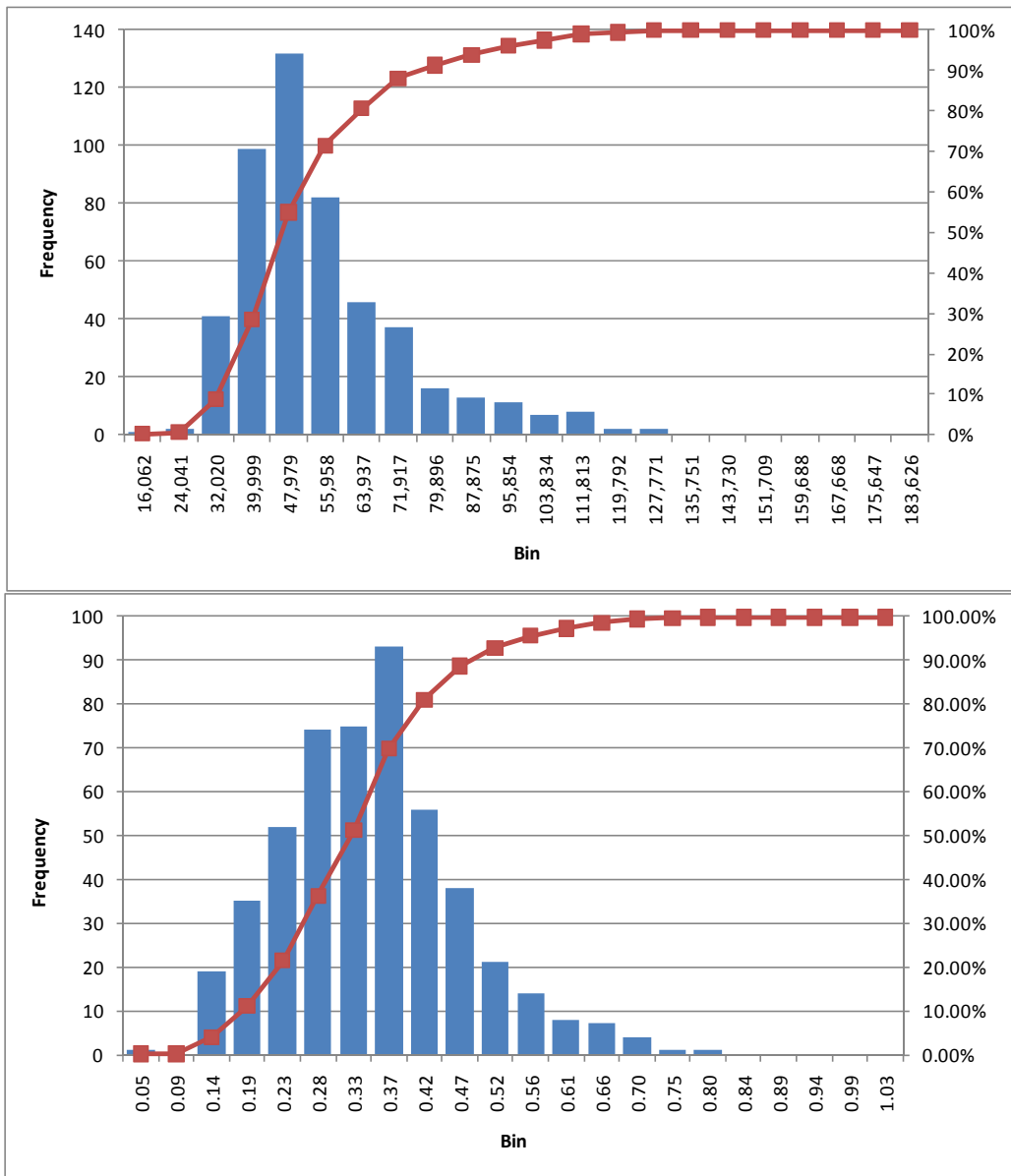


Figure 33. Size frequency distribution of 500 bootstraps of stock biomass (top panel) and fishing mortality F (lower panel) for the base case for South Atlantic swordfish.

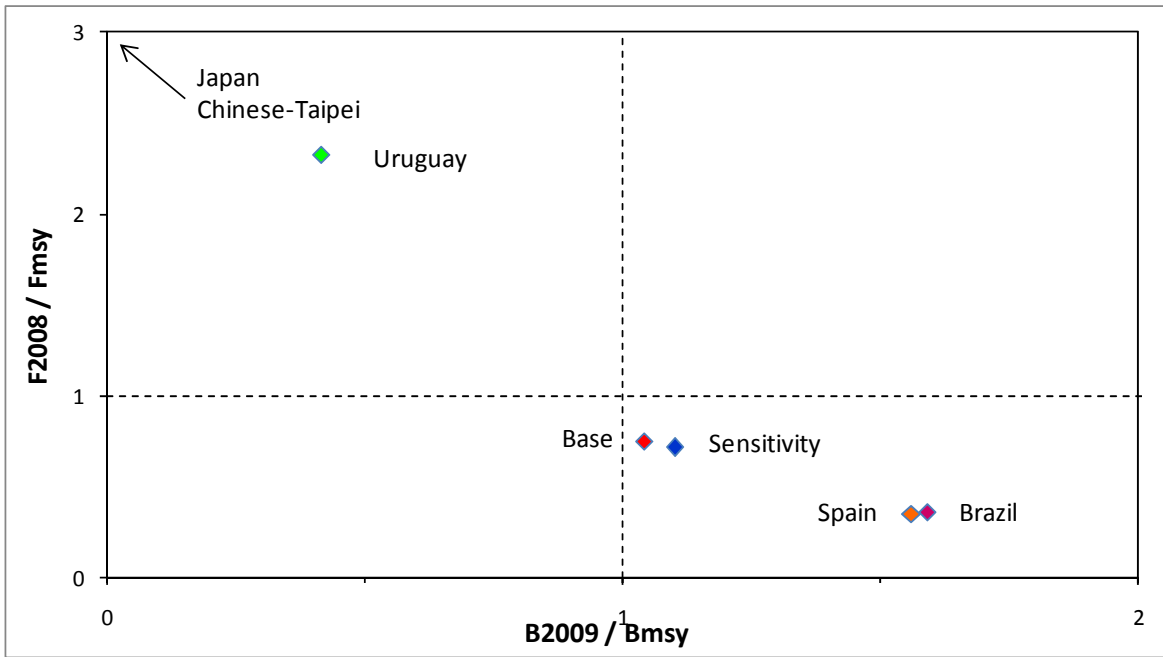


Figure 34. South swordfish: Phase plot of deterministic results for the terminal year for the base case and each of the runs with individual fleets for South Atlantic swordfish. The arrow at the upper left corner indicates that the B_{2009}/B_{MSY} and F_{2008}/F_{MSY} values for the Japanese and Chinese-Taipei are much higher than the range covered by the graph.

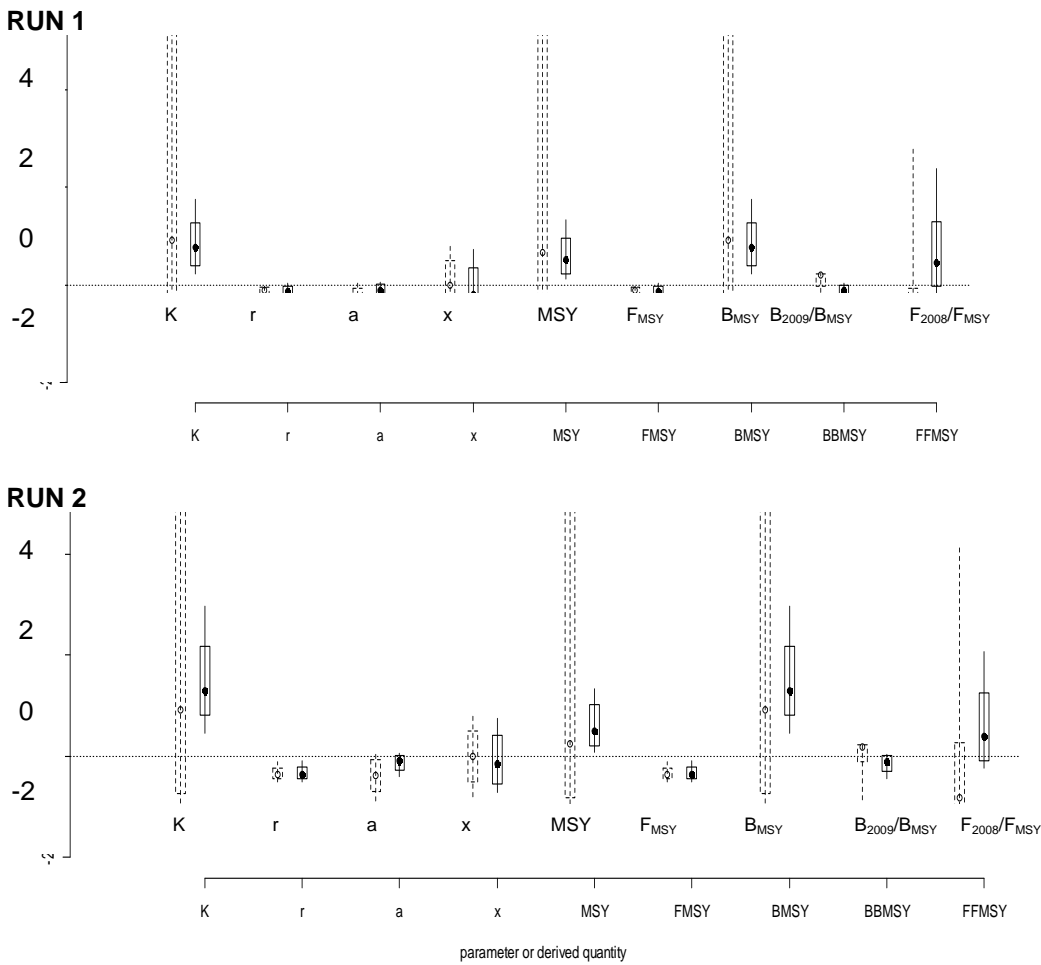


Figure 35. South swordfish: Relative values for priors and posteriors (bottom row) for the COM fitted to catch data from 1950 to 2009 SWO-S. The priors (dashed boxes) and posteriors (solid boxes) were relativised to be in the same scale. The dashed boxes for management benchmarks are the implied priors obtained by running the model only with the priors.

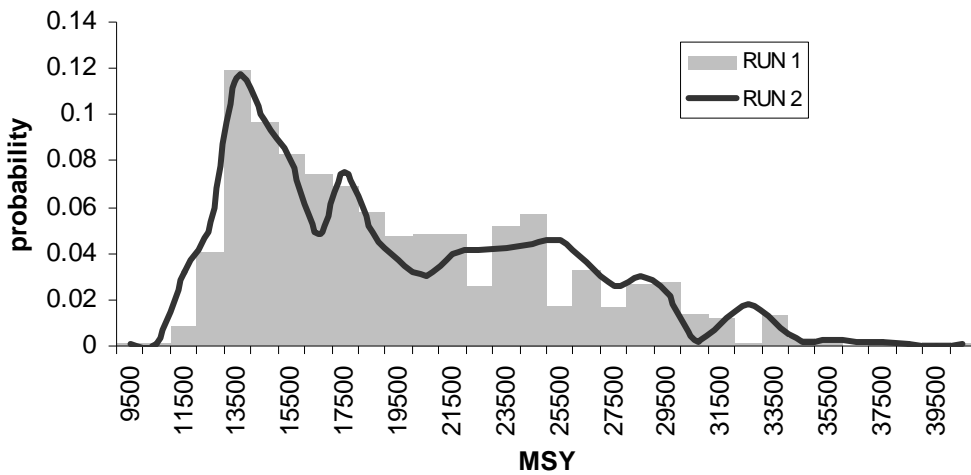


Figure 36. South swordfish: Posterior distributions for MSY from the catch-only model fitted to catch data from 1950 to 2009 for SWO-S. Runs 1 and 2 refer to analyses made with different assumptions for r , the intrinsic rate of population increase.

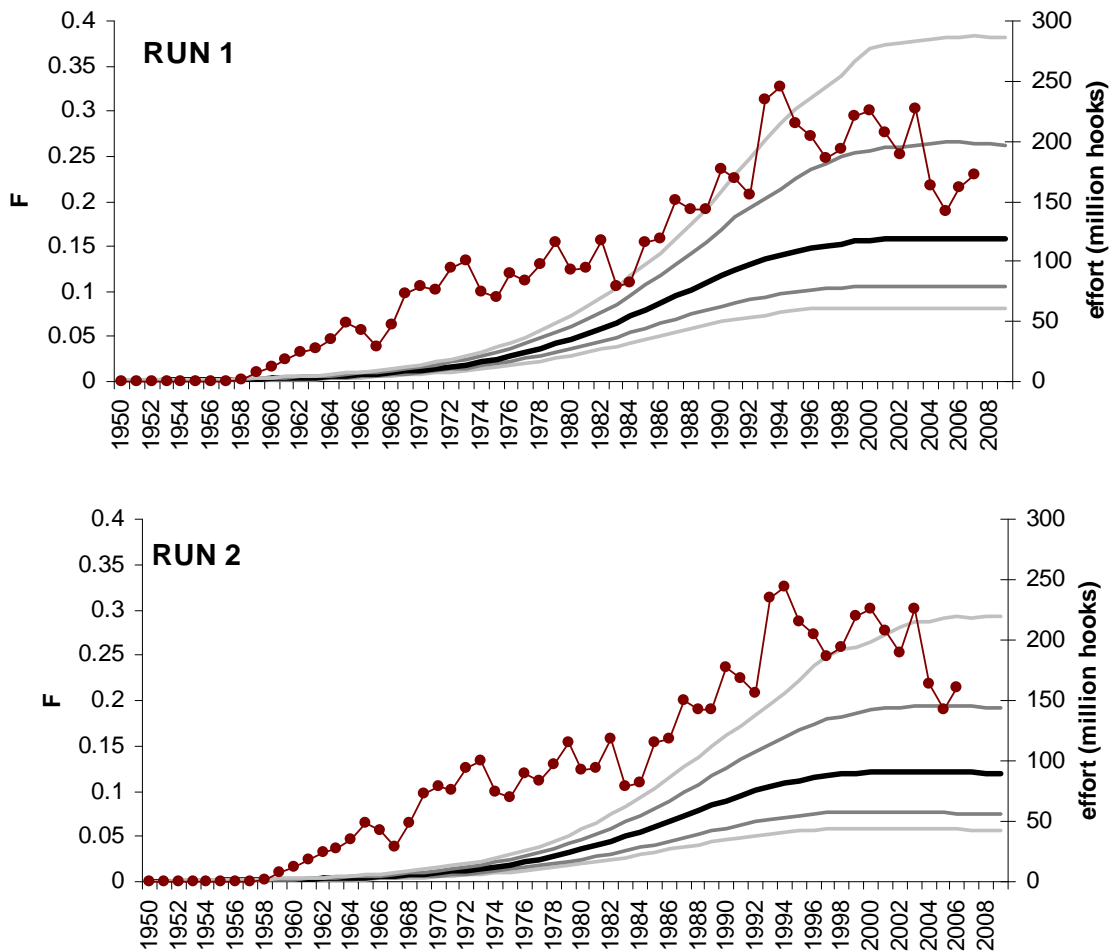


Figure 37. South swordfish: Trajectories for F from the catch-only model for SWO-S, the lines are 10%, 25%, 50%, 75% and 90% percentiles of the posterior distribution, and total longline effort for the South Atlantic (dots).

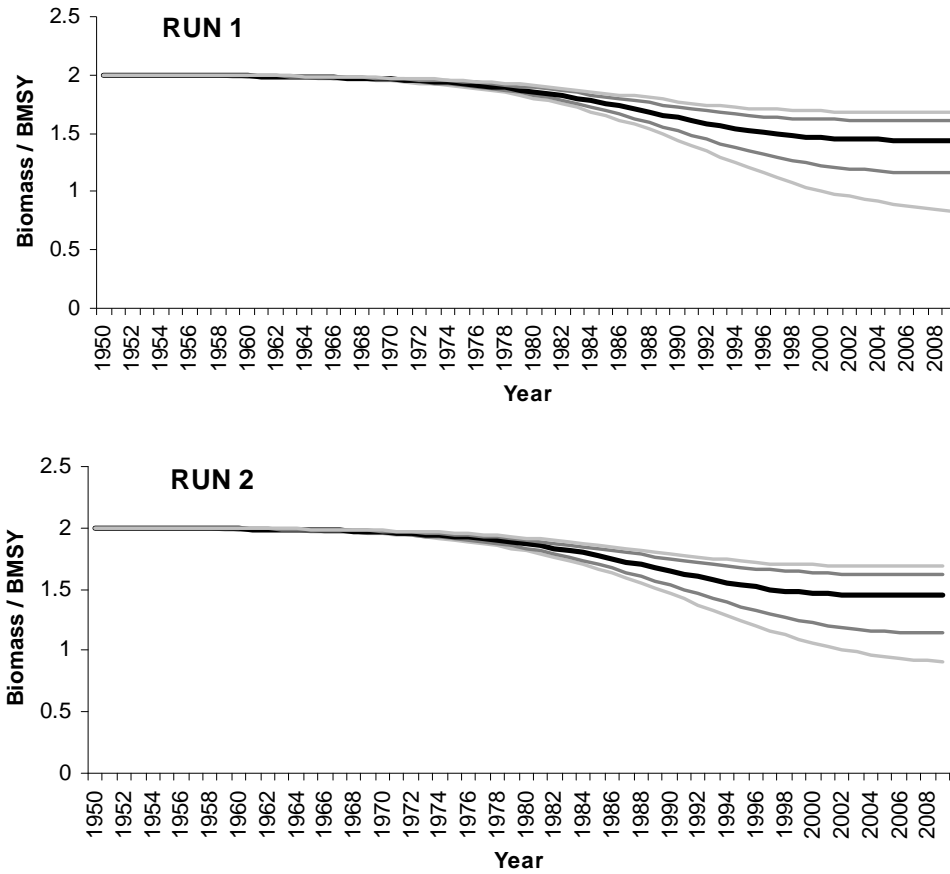


Figure 38. South swordfish: Trajectories for the ratio of biomass over B_{MSY} from the catch-only model for SWO-S, the lines are 10%, 25%, 50%, 75% and 90% percentiles of the posterior distribution.

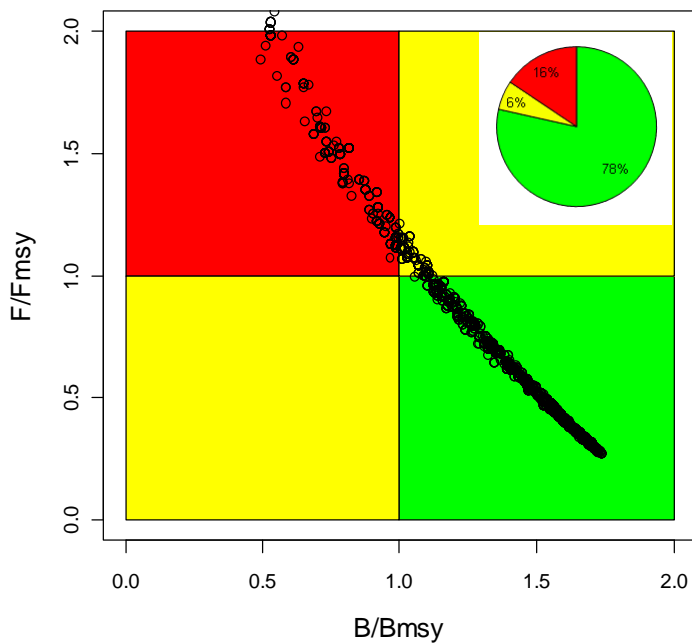


Figure 39. South swordfish: Summary figure of the current southern Atlantic swordfish stock status which includes the level of uncertainty on the knowledge of the state of the stock. Conditioned only on the catches, the model estimated a probability of 0.77 that the stock is not overfished and it is not ongoing overfishing.

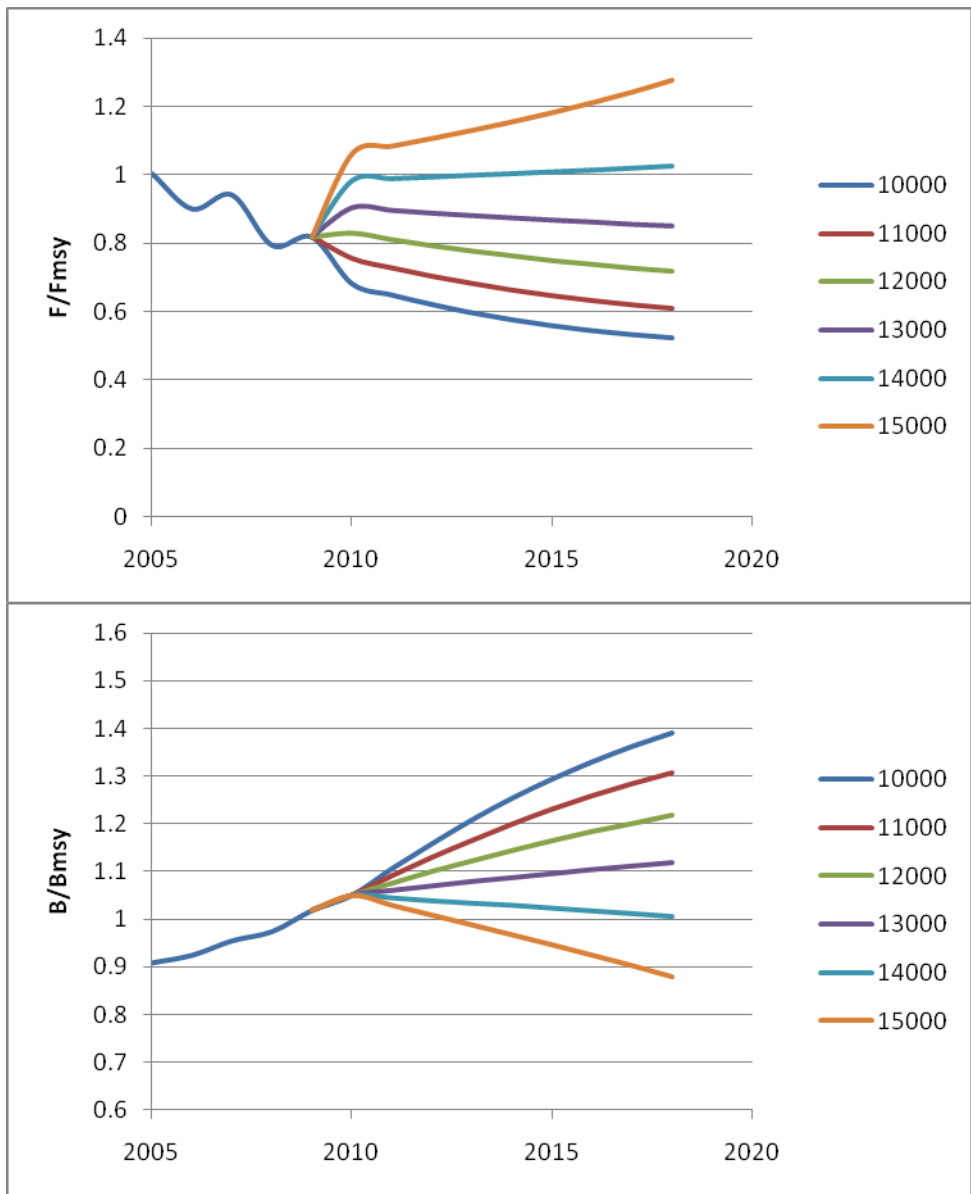


Figure 40. North swordfish: Projections of median relative stock biomass and F from the base ASPIC model under different constant catch scenarios (10\15 thousand tons) North Atlantic swordfish stock. For 2009, a catch equal to average catches from 2006-08 (11 515 t.) was assumed.

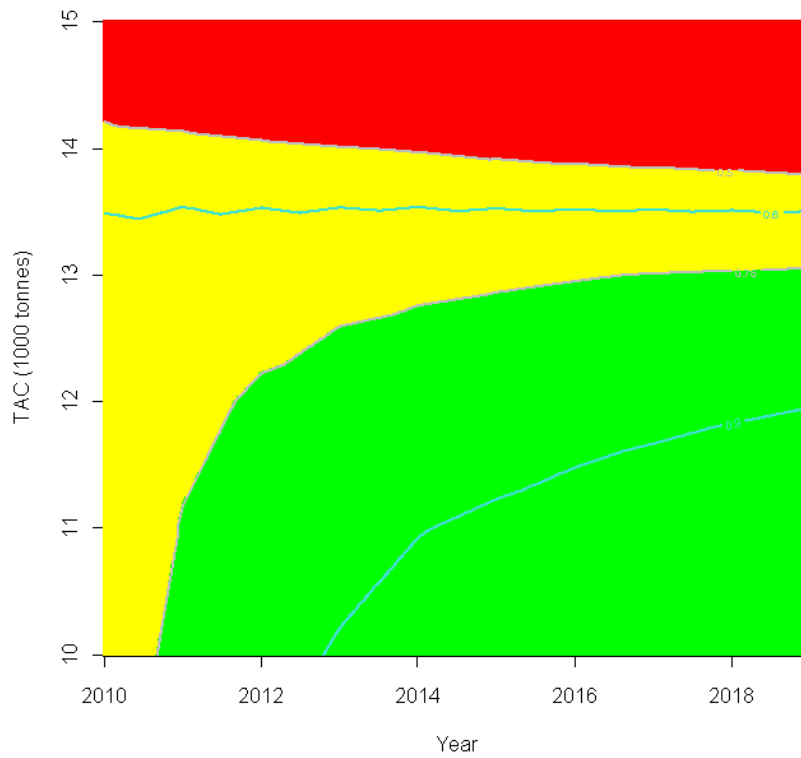


Figure 41. North swordfish: Probability contours of $B \geq B_{MSY}$ and $F \leq F_{MSY}$ for the constant catch scenarios indicated over time. Red areas represent probabilities less than 50%, yellow from 50-75%, and green above 75%. The 90th, 75th, 60th, and 50th probability contours are also depicted.

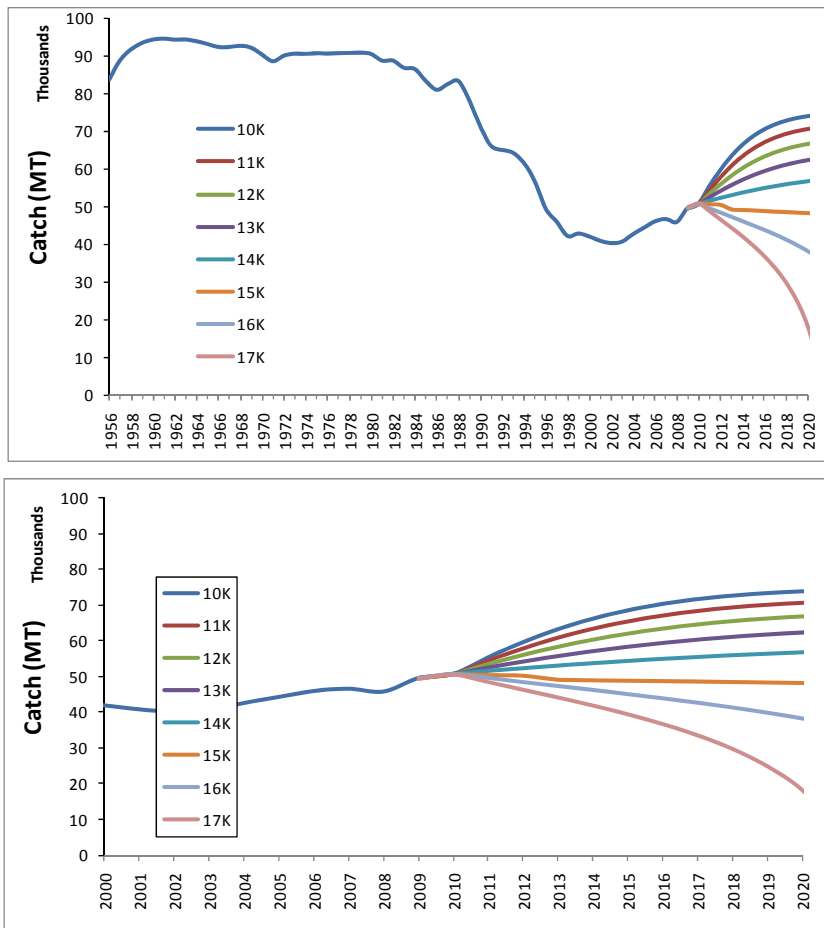


Figure 42. South swordfish: Projected biomass for different levels of catch.

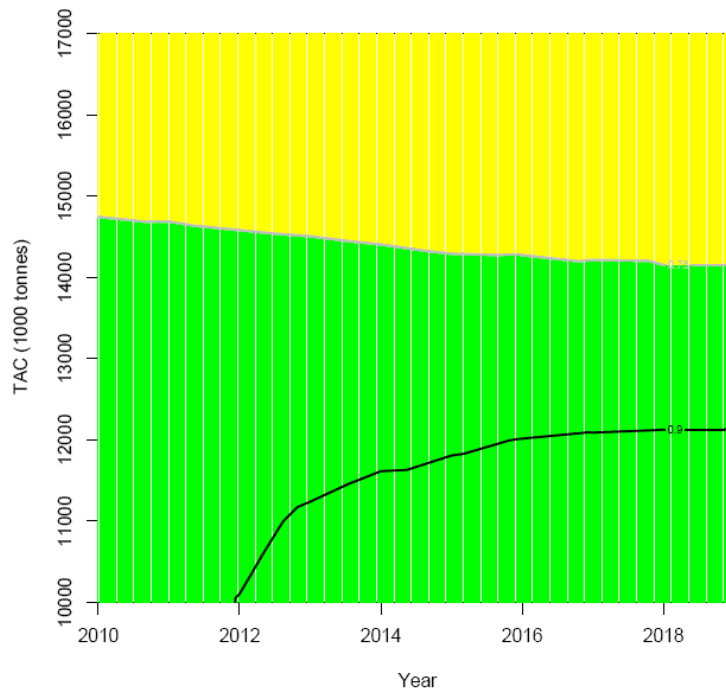


Figure 43. South swordfish: Probability contours of $B > B_{MSY}$ and $F < F_{MSY}$ for the constant catch scenarios indicated over time. Yellow areas represent probabilities from 50-75%, and green above 75%. The 90th, 75th, probability contours are also depicted. No probabilities were below 50%.

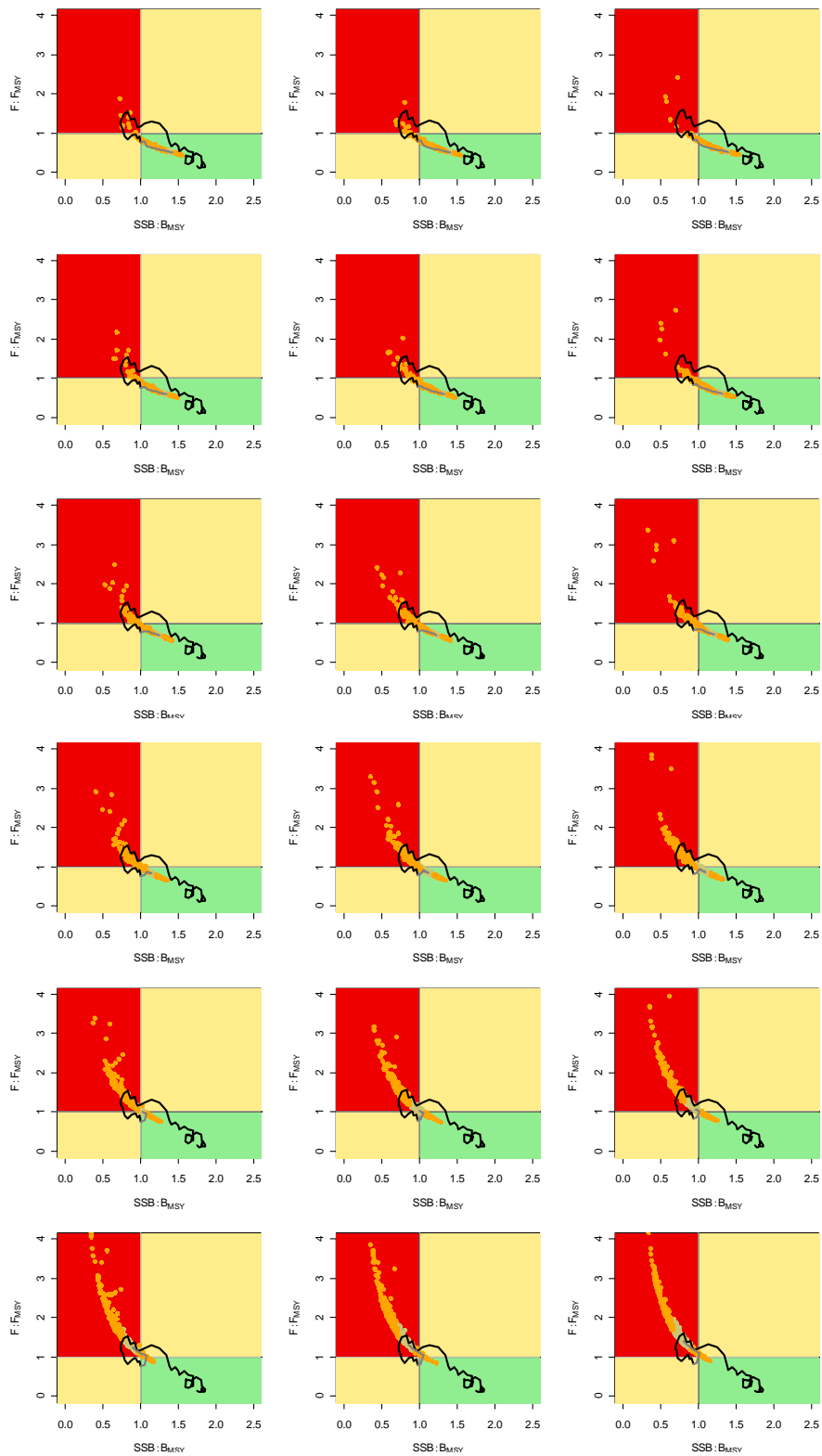


Figure 44. Kobe plots for North Atlantic swordfish showing probability of being in one of the Kobe plot quadrants. Columns correspond to scenarios (low, 09 and high) and rows to TAC (10,000, 11,000, 12,000, 13,000, 14,000 and 15,000 tons).

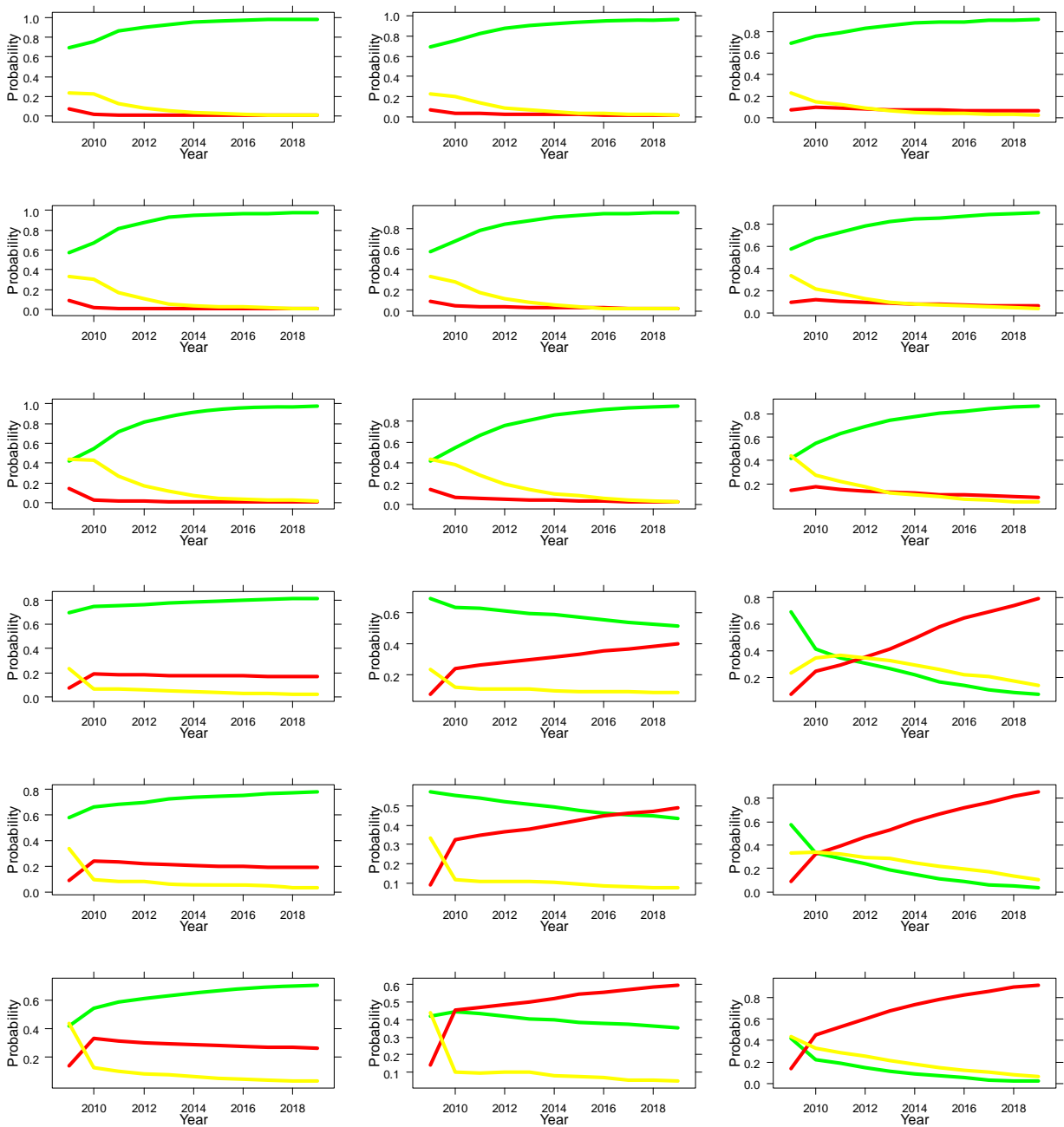


Figure 45. Kobe plots for North Atlantic swordfish showing median historic stock (black line) and projected (grey line) trajectories, points correspond to individual realisations in 2019. Columns correspond to scenarios (low, 09 and high) and rows to TAC (10,000, 11,000, 12,000, 13,000, 14,000 and 15,000 t).

AGENDA

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements
2. Biological data, including tagging information
3. Catch data, including catch at size and fisheries trends
4. Relative abundance indices
 - 4.1 Relative abundance indices – North
 - 4.2 Relative abundance indices – South
5. Methods and other data relevant to the assessment
 - 5.1 Methods – North
 - 5.2 Methods – South
6. Stock status results
 - 6.1 Stock status – North
 - 6.2 Stock status – South
7. Projections
 - 7.1 Projections – North
 - 7.2 Projections – South
8. Recommendations
 - 8.1 Research and Statistics
 - 8.2 Management
9. Other matters
10. Adoption of the report and closure

ATLANTIC SWORDFISH WORK PLAN

North and South Atlantic

Assessment. In conformity with Recommendation [06-02], it is recommended that the next North and South Atlantic swordfish stock assessment be conducted in September 2009. The priority for the north stock assessment is to monitor the status of the stock relative to B_{MSY} .

The Atlantic assessment will be completed in five days. Given this timeframe, it is envisaged that the 2009 assessment will update the approaches used in the 2006 assessment. To accomplish this, the lumped biomass production model analyses will be updated using data to the end of 2007, or 2008 where available, and include 5-year projections Action: National Scientists

Catch and effort data and reporting deadlines. The deadline for submission of Task I and II data is July 31, 2009.

Combined biomass index. It is recommended that scientists from Japan, Canada, Portugal and the United States coordinate their work before the meeting (possibly using videoconference), with the goal of updating the index prior to the start of the assessment. Action: National Scientists.

Catch-at-size data. Catch at size is desirable to evaluate the effects of regulations. Catch at size should be available at the beginning of the meeting. Action: Secretariat.

LIST OF PARTICIPANTS

CONTRACTING PARTIES**BRAZIL****Minte-Vera**, Carolina V.Universidade Estadual de Maringá, Av. Colombo, nº 5790 - Bloco H90, Maringá, PR
Tel: +55 44 3261 4622, Fax:E-Mail: cminte@nupelia.uem.br**Travassos**, PauloUniversidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE, Laboratorio de Ecologia Marinha - LEMAR, Departamento de Pesca e Aquicultura - DEPAq, Avenida Dom Manoel Medeiros s/n - Dois Irmaos, CEP 52.171-900 Recife, Pernambuco
Tel: +55 81 3320 6511, Fax: +55 81 3320 6515, E-Mail: p.travassos@depaq.ufrpe.br**CANADA****Neilson**, John D.Leader, Large Pelagic Program, Canada Department of Fisheries and Oceans, Biological Station, 531 Brandy Cove Road, St. Andrews, New Brunswick E5B 2L9
Tel: +1 506 529 5913, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: neilsonj@mar.dfo-mpo.gc.ca**Paul**, StaceyLarge Pelagics Program, Population Ecology Section/SABS Division, Fisheries and Oceans Canada/Biological Station, 531 Brandy Cove Road, St. Andrews, New Brunswick
Tel: +1 506 529 5904, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: PaulSD@mar.dfo-mpo.gc.ca;stacey.paul@dfo-mpo.gc.ca**EUROPEAN COMMUNITY****García Cortés**, BlancaInstituto Español de Oceanografía, Paseo Marítimo Alcalde Francisco Vázquez, 10 (P.O. Box) 130, 15080 A Coruña, ESPAÑA
Tel: +34 981 205 366, Fax: +34 981 229 077, E-Mail: blanca.garcia@co.ieo.es**Mejuto García**, JaimeInstituto Español de Oceanografía, C.O de A Coruña, Paseo Marítimo Alcalde Francisco Vázquez, 10 - P.O. Box 130, 15001 A Coruña, ESPAÑA
Tel: +34 981 205 362/981 21 8151, Fax: +34 981 229 077, E-Mail: jaime.mejuto@co.ieo.es**Pereira**, Joao GilUniversidade dos Açores, Departamento de Oceanografia e Pescas, 9900 Horta, PORTUGAL
Tel: +351 292 200 431, Fax: +351 292 200 411, E-Mail: pereira@uac.pt**MORROCO****Abid**, NoureddineCenter Regional de L'INRH á Tanger/M'dig,B.P. 5268, 90000 Drabed, Tanger
Tel: +212 53932 5134, Fax: +212 53932 5139, E-Mail: abid.n@menara.ma;noureddine_abid@yahoo.fr**Idrissi**, M'HamedChef, Centre Régional de l'INRH á Tanger,B.P. 5268, 90000 Drabeb, Tanger
Tel: +212 39 5325 134, Fax: +212 539 325 139, E-Mail: mha_idrissi2002@yahoo.com;m.idrissi.inrh@gmail.com**UNITED STATES****Brown**, Craig A.NOAA Fisheries Southeast Fisheries Center Sustainable Fisheries Division,75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149
Tel: +1 305 361 4590, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: craig.brown@noaa.gov**Cass-Calay**, ShannonNOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149
Tel: +1 305 361 4231, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: shannon.calay@noaa.gov**Díaz**, GuillermoNOAA/Fisheries, Office of Science and Technology, National Marine Fisheries Service, 1315 East-West Highway, Silver Spring, MD 20910
Tel: +1 301 713 2363, Fax: +1 301 713 1875, E-Mail:guillermo.diaz@noaa.gov

Ortiz, Mauricio
NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, 33149, Miami, Florida, ESTADOS UNIDOS,
Tel: +1 305 361 4288, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: mauricio.ortiz@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

OBSERVERS FROM NON-CONTRACTING COOPERATING PARTIES, ENTITIES/FISHING ENTITIES

Sun, Chi-lu
Professor, Marine Biology and Fisheries Division, Institute of Oceanography, National Taiwan University, Taipei
Tel: +886 2 3366 1392, Fax: +886 2 236 29842, E-Mail: chilu@ntu.edu.tw

Yeh, Su-Zan
Research Assistant, Marine Biology and Fisheries Division, Institute of Oceanography, National Taiwan University, Taipei
Tel: +886 2 3366 1392, Fax: +886 2 2362 9842, E-Mail: suzanyeh@ntu.edu.tw

SCRS CHAIRMAN

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

ICCAT SECRETARIAT

C/ Corazón de María, 8 - 6th fl. 28002 Madrid, Spain
Tel: +3491 416 5600; Fax: +3491 415 2612; E-mail: info@iccat.int

Restrepo, Víctor
Kebe, Papa
Kell, Laurence
Pallarés, Pilar
Palma, Carlos

Appendix 4

LIST OF DOCUMENTS

- | | |
|---------------|--|
| SCRS/2009/031 | An exploration of targeting variables in the Canadian swordfish longline CPUE. Stacey D. Paul and John D. Neilson. |
| SCRS/2009/055 | A summary on the activity of the Spanish surface longline fleet catching swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) during the years 2006-2007. García-Cortés , B., Mejuto, J., de la Serna, J.M. and Ramos-Cartelle, A. |
| SCRS/2009/098 | Differences in efficiency between the traditional multifilament and monofilament surface longline styles used by the Spanish fleet targeting swordfish (<i>Xiphias gladius</i>). Mejuto, J., Ortiz de Urbina, J.M., Ramos-Cartelle, A. and García-Cortés, B. |
| SCRS/2009/109 | Update of standardized catch rates by sex and age for swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) from the U.S. longline fleet 1981-2008. Ortiz, M. |
| SCRS/2009/110 | An updated biomass index of abundance for North Atlantic swordfish 1963-2008. Ortiz, M., Mejuto, J., Paul, S., Yokawa, K. and Neves, M. |

- SCRS/2009/111 Inferring population admixture in Atlantic swordfish (*Xiphias gladius*) using Bayesian clustering of multiple nuclear DNA markers. Smith, B. and Alvarado Bremer, J.
- SCRS/2009/112 Preliminary analysis of the size data of swordfish (*Xiphias gladius*) caught by the Moroccan longline fleet in the North Atlantic ocean during the period 2004-2008. Abid, N., Idrissi, M. and Omrani, F.
- SCRS/2009/113 Preliminary analysis of the catch rate of swordfish (*Xiphias gladius*) caught by the Moroccan longline fleet in the North Atlantic Ocean during the period 2004-2008. Abid, N., Idrissi, M. and Omrani, F.
- SCRS/2009/114 Updated sex- and age-specific CPUE from the Canadian swordfish longline fishery, 1988-2008. Paul, S. and Neilson, J.
- SCRS/2009/115 Update on the Canadian Program for Pop-up Satellite Archival Tagging of Swordfish. Neilson, J. and Smith, S.
- SCRS/2009/116 CPUE standardization of the South Atlantic swordfish caught by Japanese longliners in 1975- 2007. Yokawa, K.
- SCRS/2009/117 Standardizing catch and effort data for South Atlantic swordfish of the Taiwanese longline fishery. Sun, C., Chang, Y., Yeh, S. and Wu, W.
- SCRS/2009/118 Standardized catch-rates of swordfish (*Xiphias gladius*) for the Taiwanese tuna longline fleet in the North Atlantic Ocean. Sun, C., Su, N. and Yeh, S.
- SCRS/2009/119 Standardized CPUE series of swordfish, *Xiphias gladius*, caught by Brazilian tuna fisheries in the southwestern Atlantic Ocean. Hazin, H.G., Minte-Vera, C.V., Hazin, F., Travassos, P., Carvalho, F. and Mourato, B.
- SCRS/2009/120 Update of the Atlantic swordfish (northern and southern stocks) for the period 1978 to 2008. Palma, C. and Kebe, P.
- SCRS/2009/121 Standardized catch rates for South Atlantic stock of swordfish (*Xiphias gladius*) from the Spanish longline fleet for the period 1989-2008. Mejuto, J., García-Cortés, B. and Ramos-Cartelle, A.M.
- SCRS/2009/127 Estandarización de la CPUE del pez espada (*Xiphias gladius*) capturado por la flota de palangre pelágico de Uruguay en el Atlántico sur occidental. Pons, M. and Domingo, A.